



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM ENGENHARIA CIVIL



MATHEUS CARVALHO CONCEIÇÃO

**ANÁLISE COMPARATIVA DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE  
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE GRANDE E PEQUENO PORTE  
EM ARACAJU**

São Cristóvão - SE  
2019

MATHEUS CARVALHO CONCEIÇÃO

**ANÁLISE COMPARATIVA DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE  
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE GRANDE E PEQUENO PORTE  
EM ARACAJU**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Engenharia Civil como requisito  
parcial à obtenção do título de MESTRE EM  
ENGENHARIA CIVIL.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Luciana Coêlho Mendonça

Coorientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Tatiana Máximo Almeida Albuquerque

São Cristóvão - SE  
2019

C744a	<p>Conceição, Matheus Carvalho</p> <p>Análise comparativa de desempenho de estações de tratamento de esgotos sanitários de grande e pequeno porte em Aracaju / Matheus Carvalho Conceição ; orientadora Luciana Coêlho Mendonça. - São Cristóvão, 2019.</p> <p>130 f. : il.</p> <p>Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Sergipe, 2019.</p> <p>1. Engenharia civil. 2. Esgotos. 3. Desempenho. 4. Águas residuais – Aspectos ambientais. I. Mendonça, Luciana Coêlho orient. II. Título.</p> <p>CDU 625</p>
-------	--



PROEC

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

### ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Aos 23 (vinte e três) dias do mês de agosto de 2019, às 14h00min (catorze horas), reuniram-se, no Mini auditório do PROEC na cidade Universitária "Prof. José Aloísio de Campos", os membros da Comissão Examinadora, formada pelos professores doutores LUCIANA COELHO MENDONÇA (Orientadora – PROEC/UFS), DANIEL MOUREIRA FONTES LIMA (Examinador interno – PROEC/UFS), TATIANA MAXIMO ALMEIDA ALBUQUERQUE (Examinadora interna – PROEC/UFS) e JOSE DALTRO FILHO (Examinador Externo à instituição), para a realização da Defesa de Dissertação de Mestrado do Trabalho intitulado "ANÁLISE COMPARATIVA DE DESEMPENHO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE GRANDE E PEQUENO PORTE EM ARACAJU" do mestrando MATHEUS CARVALHO CONCEIÇÃO. Após a apresentação do candidato e a arguição dos membros da supracitada Comissão, o candidato foi considerado APROVADO. Não havendo nada mais a tratar, eu, LUCIANA COELHO MENDONÇA, presidente da Comissão, lavrei a presente ata, que será assinada por mim, pelo candidato e pelos demais membros da Comissão Examinadora. São Cristóvão, Cidade Universitária "Prof. José Aloísio de Campos", 23 de agosto de 2019.

Prof. Dr. LUCIANA COELHO MENDONÇA  
(Presidente - Orientadora)

Prof. Dr. DANIEL MOUREIRA FONTES LIMA  
(Examinador - interno)

Prof. Dr. TATIANA MAXIMO ALMEIDA ALBUQUERQUE  
(Examinadora - interna)

Prof. Dr. JOSE DALTRO FILHO  
(Examinador - externo)

Eng. MATHEUS CARVALHO CONCEIÇÃO  
(Candidato)

*A Sarah Teles Matos Conceição que, de  
forma precoce, partiu da vida terrena.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida com saúde, por me iluminar e guiar meus passos em todos os momentos de minha vida.

À minha esposa Aline, pelo amor, carinho e dedicação, além da compreensão pela minha ausência e incentivo nos momentos de angústia e desânimo.

Ao meu filho Miguel, por todas as demonstrações de amor e afeto e também pela difícil tentativa em entender porque papai fazia tanto dever de casa.

À minha filha Natália, ainda no ventre da mãe, mas já presente em nossa família.

À minha mãe Juçara e à minha irmã Zarah, sempre presentes em toda a minha vida.

A todos os entes das famílias Carvalho e Conceição, em especial, minha avó Castália, tia Lourdes e Puazinha.

A todos familiares já falecidos, em especial, ao meu pai Luiz, à minha tia Maria da Conceição e ao meu avô José Guimarães, cujos legados permanecerão continuamente vivos em minha memória.

À minha orientadora, professora Luciana Coêlho Mendonça, pela dedicação e confiança em mim depositadas. E também pela oportunidade de crescimento profissional proporcionado pelos seus ensinamentos.

À minha coorientadora, professora Tatiana Máximo Almeida Albuquerque, pela colaboração e apoio.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PROEC), pelos conhecimentos adquiridos durante o período de obtenção dos créditos.

Aos funcionários da secretaria do PROEC por toda ajuda e disponibilidade.

Aos amigos do PROEC, em especial, Maic, Sérgio e Taísa, pela ajuda e cooperação durante a etapa das disciplinas.

À Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO), na pessoa do engenheiro Erasmo Junior, pela disponibilidade e permissão de acesso às ETes.

À responsável pelo Laboratório de Hidráulica e Saneamento do Instituto Federal de Sergipe (IFS), *campus* Aracaju, Florilda Silva e à bolsista Halanna, pela ajuda e disposição durante as coletas das amostras e nas análises laboratoriais.

A todos os amigos e colegas do Instituto Federal de Sergipe (IFS), *campus* Estância, especialmente à diretora geral Sônia Albuquerque e ao gerente de ensino Alessandro Fontes.

Aos amigos Hélio, Irlan, Rafael e em especial a Carlos Mariano, pela valiosa ajuda na formatação desse trabalho.

Ao amigo Tiago Silva, pela contribuição na tradução para o inglês e à amiga Juliene, pela valiosa ajuda na confecção dos gráficos.

A todos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento dessa dissertação, meus sinceros sentimentos de felicidade e gratidão.

*“Não há lugar para a sabedoria onde não há paciência.”*

Santo Agostinho



CONCEIÇÃO, M. C. **Análise Comparativa de Desempenho de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários de Grande e Pequeno Porte em Aracaju**. 2019. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 130 p.

## RESUMO

Um dos maiores impactos aos recursos hídricos do país ocorre pela descarga de esgotos *in natura* nos cursos d'água receptores e a carência por saneamento ainda é uma realidade na maioria dos municípios do Brasil. Especificamente no município de Aracaju, capital do estado de Sergipe, o índice de tratamento de esgotos gerados é de apenas 49,4%. Diante dessa realidade, o investimento em sistemas de tratamento de efluentes *in situ* se torna uma valiosa alternativa para atendimento nas áreas descobertas de infraestrutura de esgotos. Dentre os métodos de tratamento individual de águas residuais, surgem como alternativa a associação do tanque séptico com o filtro anaeróbio e as estações compactas de tratamento, dotadas de câmaras anaeróbias e aeróbias. Em relação aos esgotos coletados pela companhia de saneamento, estes são conduzidos até Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) e, dentre algumas tecnologias utilizadas para seu tratamento, estão as lagoas de estabilização, reatores UASB, valos de oxidação e sistemas combinados. Neste trabalho, avaliou-se o desempenho dos sistemas de tratamento supracitados, utilizados como soluções *in situ* no tratamento de esgotos domésticos em dois condomínios multifamiliares na capital sergipana, comparando-os com o desempenho de quatro ETEs que tratam o esgoto do município de Aracaju. Foi feito monitoramento físico-químico dos sistemas de tratamento individual de esgotos e os resultados foram comparados aos obtidos nas Estações de Tratamento do Esgoto de Aracaju. Os resultados indicaram eficiências negativas na maior parte dos parâmetros analisados nas soluções individuais, enquanto as ETEs mostraram melhores eficiências, porém abaixo das encontradas na literatura revisada. Quanto às exigências da legislação ambiental vigente para o lançamento de efluentes, houve atendimento das ETEs na maior parte do período analisado. Nas soluções *in situ*, ocorreu descumprimento da legislação na quase totalidade do tempo observado. No tocante à comparação do desempenho das ETEs com as soluções individuais, as quatro ETEs apresentaram valores de desempenho muito superiores aos das soluções descentralizadas. Em face do exposto, pode-se concluir a necessidade de alocação de recursos para investimentos na manutenção da infraestrutura das ETEs e na capacitação de forma contínua dos profissionais ligados à operação dos sistemas. No caso das soluções descentralizadas, a falta de fiscalização da operação dos sistemas, pelos órgãos públicos, acarreta em falhas que causam degradação de águas subterrâneas e superficiais. Por se encontrarem enterrados, inexistem compromissos com as inspeções e manutenção dos sistemas por parte dos responsáveis pelos condomínios, apesar da operação ser simples e de baixo custo. Tanto os sistemas centralizados, quanto os descentralizados necessitam melhorar os índices de qualidade do esgoto tratado lançado nos corpos hídricos, de tal forma a reduzir as cargas poluidoras e seus impactos negativos no meio ambiente, com consequente manutenção da qualidade da água dos mananciais e redução significativa de problemas de saúde pública.

Palavras-chave: Esgotos. Desempenho. Soluções individuais. ETEs.

CONCEIÇÃO, M. C. **Análise Comparativa de Desempenho de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários de Grande e Pequeno Porte em Aracaju**. 2019. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 130 p.

## ABSTRACT

The biggest impacts on the country's water resources are the release of fresh sewage in water courses and the lack of sanitation, which still are a reality in most municipalities in Brazil. Specifically, in the municipality of Aracaju, capital of the State of Sergipe, the generated sewage treatment rate stands for only 49.4% of the total. Taking such reality into account, investment on on-site effluent treatment systems becomes a valuable alternative for enhancing the sewage infrastructure service in unassisted areas. Among the methods of individual wastewater treatment, the association of septic tank with anaerobic filter and compact treatment plants with anaerobic and aerobic chambers is an important alternative. Sewage collected by the sanitation company is driven to Wastewater Treatment Plants (WWTPs), stabilization ponds, UASB reactors, oxidation ditches, and combined systems. In this study, we evaluated the performance of the above-mentioned treatment systems, used as on-site solutions for domestic sewage treatment in two multifamily condominiums in the capital city of Sergipe, comparing them with the performance of four WWTPs in the same municipality. Physical-chemical monitoring of individual sewage treatment systems was performed and the results were compared to those obtained at Aracaju Sewage Treatment Stations. The findings indicate inefficiencies in most of the parameters analyzed in the individual solutions; WWTPs showed better results, but still below those found in the reviewed literature. The WWTPs, for most of the period analyzed, met the requirements of current environmental legislation for the release of effluents. During most of the analyzed period, the WWTPs complied with current environmental legislation for the discharge of effluents. On-site solutions have not met legal environmental requirements during the time they were observed. When comparing the performance of WWTPs with individual solutions, the four WWTPs presented performance rate values much higher than those of decentralized solutions. In view of the above, one may conclude for the need for investments in the maintenance of the infrastructure of the WWTPs and in the continuous training of professionals linked to the operation of the systems. In the case of decentralized solutions, the lack of supervision of the systems operation by public agencies leads to failures that cause ground and surface water degradation. As their structures are underground, there is no commitment to inspections and maintenance of the systems by condominium owners, despite its simple operation and low-cost. Both centralized and decentralized systems need to improve the quality rate of treated sewage released into water bodies, in order to reduce pollutant loads and their negative impacts on the environment, with consequent maintenance of water springs quality, and significant reduction of public health problems.

Keywords: Sewage. Performance. Individual solutions. WWTPs.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO .....</b>	<b>ix</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>xiii</b>
<b>LISTA DE QUADROS .....</b>	<b>xvi</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>xvii</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS .....</b>	<b>xviii</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>4</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>5</b>
3.1 ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE ARACAJU .....	5
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	7
3.2.1 <i>Fases da Digestão Anaeróbia</i> .....	8
3.2.1.1 Hidrólise .....	8
3.2.1.2 Acidogênese.....	10
3.2.1.3 Acetogênese.....	10
3.2.1.4 Metanogênese .....	10
3.2.2 <i>Requisitos Ambientais</i> .....	11
3.2.2.1 Temperatura.....	12
3.2.2.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis .....	12
3.2.2.3 Nutrientes .....	13
3.2.2.4 Substâncias tóxicas .....	14
3.3 TRATAMENTO ANAERÓBIO .....	15
3.3.1 <i>Desenvolvimento histórico</i> .....	15
3.3.2 <i>Generalidades</i> .....	16
3.3.3 <i>Fossa Seca</i> .....	19
3.3.4 <i>Fossa ou poço absorvente</i> .....	20
3.3.5 <i>Sumidouro</i> .....	21
3.3.6 <i>Tanque Séptico</i> .....	23
3.3.7 <i>Filtro Anaeróbio</i> .....	27
3.3.8 <i>Reator Anaeróbio de Manta de Lodo</i> .....	33
3.4 TRATAMENTO AERÓBIO.....	40
3.4.1 <i>Biofiltro Aeróbio Submerso</i> .....	41
3.5 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO .....	43
3.5.1 <i>Lagoas anaeróbias</i> .....	46
3.5.2 <i>Lagoas facultativas</i> .....	47
3.5.3 <i>Lagoas de maturação</i> .....	50
3.5.4 <i>Lagoas de polimento</i> .....	50
3.6 SISTEMA DE LODOS ATIVADOS .....	52
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>55</b>
4.1 LOCAIS DE IMPLEMENTAÇÃO DA PESQUISA .....	55
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE TRABALHO.....	55
4.2.1 <i>Condomínio Residencial Multifamiliar A</i> .....	55

4.2.1.1	Descrição do Sistema de Tratamento .....	55
4.2.1.2	Etapas do Sistema de Tratamento .....	56
4.2.2	<i>Condomínio Residencial Multifamiliar B</i> .....	61
4.2.2.1	Descrição do Sistema de Tratamento .....	61
4.2.2.2	Etapas do Sistema de Tratamento .....	61
4.2.3	<i>Sistemas de tratamento de esgoto sanitário de Aracaju</i> .....	64
4.2.3.1	ERQ Norte .....	64
4.2.3.2	ERQ Sul.....	65
4.2.3.3	ERQ Oeste .....	65
4.2.3.4	ETE Orlando Dantas .....	65
4.3	COLETA DAS AMOSTRAS E DOS DADOS DOS SISTEMAS INDIVIDUAIS DE TRATAMENTO.....	66
4.4	DADOS DAS ETES DE ARACAJU .....	68
4.5	ANÁLISE DE DADOS .....	68
4.5.1	<i>Análise estatística</i> .....	69
4.6	OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO DOS SISTEMAS INDIVIDUAIS E DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO	71
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>72</b>
5.1	ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	72
5.1.1	<i>DBO</i> .....	75
5.1.2	<i>DQO</i> .....	80
5.1.3	<i>Sólidos sedimentáveis</i> .....	81
5.1.4	<i>Coliformes termotolerantes</i> .....	83
5.1.5	<i>pH</i> .....	85
5.1.6	<i>Óleos e graxas</i> .....	88
5.1.7	<i>Nitrogênio amoniacal</i> .....	89
5.1.8	<i>Sulfetos</i> .....	92
5.1.9	<i>Qualidade do efluente das ETES</i> .....	94
5.2	SOLUÇÕES INDIVIDUAIS DE ESGOTOS CONDOMINIAIS .....	95
5.2.1	<i>DQO</i> .....	96
5.2.2	<i>DBO</i> .....	97
5.2.3	<i>Nitrogênio amoniacal</i> .....	99
5.2.4	<i>Sólidos sedimentáveis</i> .....	102
5.2.5	<i>Sólidos totais, fixos e voláteis</i> .....	103
5.2.6	<i>pH e temperatura</i> .....	104
5.2.7	<i>Qualidade do efluente das soluções individuais de esgoto dos condomínios</i> .....	107
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>109</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>111</b>
	<b>APÊNDICE A – DADOS ESTATÍSTICOS DAS ETES.....</b>	<b>124</b>
	<b>APÊNDICE B – DADOS ESTATÍSTICOS DAS SOLUÇÕES INDIVIDUAIS DE ESGOTO ..</b>	<b>125</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia	9
Figura 3.2 - Tanque séptico de Cameron .....	15
Figura 3.3 - Tanque Imhoff .....	15
Figura 3.4 - Tipos de sistemas de tratamento anaeróbio .....	17
Figura 3.5 - Conversão biológica nos sistemas aeróbios e anaeróbios .....	18
Figura 3.6 - Fossa seca convencional (a) e fossa seca ventilada (b).....	20
Figura 3.7 - Esquema de uma fossa absorvente com fundo de areia .....	22
Figura 3.8 - Sumidouro cilíndrico de alvenaria de tijolos: corte e planta .....	22
Figura 3.9 - Funcionamento geral de um tanque séptico .....	23
Figura 3.10 - Esquema de um tanque séptico de câmara única .....	24
Figura 3.11 - Tanque séptico de câmara única (corte longitudinal) .....	25
Figura 3.12 - Decanto-digestor de câmaras em série (corte longitudinal) .....	25
Figura 3.13 - Tanque séptico de câmaras sobrepostas (corte transversal) .....	26
Figura 3.14 - Corte longitudinal do filtro anaeróbio de fluxo ascendente .....	28
Figura 3.15 - Corte - Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente .....	33
Figura 3.16 - Representação esquemática do reator UASB .....	35
Figura 3.17 - Configuração típica de ETE com reator UASB e biofiltro aerado submerso ....	43
Figura 3.18 - Sistema: lagoa anaeróbia – lagoa facultativa.....	47
Figura 3.19 - Sistema: lagoa facultativa.....	48
Figura 3.20 - Esquema simplificado de uma lagoa facultativa .....	49
Figura 3.21 - Sistema: lagoa aerada facultativa.....	49
Figura 3.22 - Sistema: lagoa anaeróbia – lagoa facultativa – lagoas de maturação .....	50
Figura 3.23 - Sistema: reator UASB – lagoa de polimento.....	51
Figura 3.24 - Representação esquemática do sistema de lodos ativados .....	53
Figura 4.1 - Perspectiva – sistema individual compacto de tratamento de esgoto .....	56
Figura 4.2 - Corte esquemático A – A e fluxo do esgoto no sistema .....	59
Figura 4.3 - Planta: sistema individual compacto de tratamento de esgoto .....	60
Figura 4.4 - Planta baixa – Tanque séptico e filtro anaeróbio.....	62
Figura 4.5 - Corte B – B do filtro anaeróbio e detalhe da calha retangular .....	62
Figura 4.6 - Corte esquemático A – A do tanque séptico e filtro anaeróbio .....	63
Figura 4.7 - Sonda na amostra de esgoto .....	67

Figura 4.8 - Leitura da sonda.....	67
Figura 4.9 - Ponto de coleta de amostra.....	67
Figura 4.10 - Coleta de amostra.....	67
Figura 5.1 - Lançamento de dejetos do caminhão limpa-fossa em tanque conectado diretamente à lagoa facultativa da ERQ Norte .....	73
Figura 5.2 - Sedimentos retirados em caixa de distribuição de UASB da ERQ Sul .....	74
Figura 5.3 - Obstrução em três dos cinco ramais de distribuição de UASB da ERQ Sul.....	74
Figura 5.4 - Esgoto no valo de oxidação sem aeração da ERQ Sul.....	77
Figura 5.5 - Sedimentos retirados em caixa de distribuição de UASB da ERQ Oeste.....	77
Figura 5.6 - Vista geral dos valos de oxidação da ETE Orlando Dantas .....	78
Figura 5.7 - Aerador em funcionamento na ETE Orlando Dantas .....	78
Figura 5.8 - Variação de DBO - ERQ Norte .....	79
Figura 5.9 - Variação de DBO - ERQ Sul.....	79
Figura 5.10 - Variação de DBO - ERQ Oeste .....	79
Figura 5.11 - Variação de DBO - ETE Orlando Dantas .....	79
Figura 5.12 - Variação de DQO - ERQ Norte .....	82
Figura 5.13 - Variação de DQO - ERQ Sul.....	82
Figura 5.14 - Variação de DQO - ERQ Oeste .....	82
Figura 5.15 - Variação de DQO - ETE Orlando Dantas .....	82
Figura 5.16 - Variação de coliformes termotolerantes - ERQ Norte.....	86
Figura 5.17 - Variação de coliformes termotolerantes - ERQ Sul.....	86
Figura 5.18 - Variação de coliformes termotolerantes - ERQ Oeste .....	86
Figura 5.19 - Variação de coliformes termotolerantes - ETE Orlando Dantas .....	86
Figura 5.20 - Pontos de assoreamento em lagoa da ERQ Norte.....	90
Figura 5.21 - Vegetação em banco de areia próxima à entrada de esgoto em lagoa da ERQ Norte.....	90
Figura 5.22 - Variação de Nitrogênio amoniacal - ERQ Norte.....	93
Figura 5.23 - Variação de Nitrogênio amoniacal - ERQ Sul.....	93
Figura 5.24 - Variação de Nitrogênio amoniacal - ERQ Oeste .....	93
Figura 5.25 - Variação de Nitrogênio amoniacal - ETE Orlando Dantas .....	93
Figura 5.26 - Variação de DQO - Condomínio A .....	100
Figura 5.27 - Variação de DQO - Condomínio B.....	100
Figura 5.28 - Variação de DBO - Condomínio A.....	100
Figura 5.29 - Variação de DBO - Condomínio B .....	100

Figura 5.30 - Variação de Nitrogênio amoniacal - Condomínio A .....	106
Figura 5.31 - Variação de Nitrogênio amoniacal - Condomínio B.....	106
Figura 5.32 - Variação de sólidos totais - Condomínio A.....	106
Figura 5.33 - Variação de sólidos totais - Condomínio B.....	106

## LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Vantagens e desvantagens do processo de tratamento anaeróbio de esgotos .....	17
Quadro 3.2 - Características gerais dos filtros anaeróbios de fluxo ascendente e descendente .....	29
Quadro 3.3 - Vantagens e desvantagens no uso de reatores de manta de lodo .....	37



## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Indicadores do Sistema de Esgotamento Sanitário do Município de Aracaju .....	5
Tabela 3.2 - Destinação das fezes e urina referentes às residências das famílias cadastradas no Programa de Saúde da Família (PSF) .....	6
Tabela 4.1 - Condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários .....	68
Tabela 5.1 – Eficiência de remoção média nas ETEs de Aracaju .....	72
Tabela 5.2 – Eficiência de remoção média nos condomínios .....	95
Tabela A. 1 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ERQ Norte .....	124
Tabela A. 2 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ERQ Sul .....	124
Tabela A. 3 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ERQ Oeste .....	124
Tabela A. 4 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ETE Orlando Dantas .....	124
Tabela B. 1 - Médias, desvios-padrão e eficiência - Condomínio A .....	125
Tabela B. 2 - Médias, desvios-padrão e eficiência - Condomínio B .....	125
Tabela B. 3 - Dados - Condomínio A .....	126
Tabela B. 4 - Dados - Condomínio B .....	126
Tabela C. 1 - Dados - ERQ Norte .....	127
Tabela C. 2 - Dados - ERQ Sul .....	128
Tabela C. 3 - Dados - ERQ Oeste .....	129
Tabela C. 4 - Dados - ETE Orlando Dantas .....	130

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
BAS	Biofiltro Aerado Submerso
BF	Biofiltro
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNI	Confederação Nacional da Indústria
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAFA	Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DESO	Companhia de Saneamento de Sergipe
DIA	Distrito Industrial de Aracaju
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ERQ	Estação de Recuperação da Qualidade
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FBAS	Filtro biológico aerado submerso
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
HIV	<i>Human Immunodeficiency Virus</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFS	Instituto Federal de Sergipe
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NMP	Número Mais Provável
NBR	Norma Brasileira
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
pH	Potencial Hidrogeniônico
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
PNAD	Pesquisa Nacional por Amstras de Domicílio
POA	Processo Oxidativo Avançado
P	Fósforo

PSF	Programa de Saúde da Família
P <sub>tot</sub>	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Polivinila
RAFA	Reator Anaeróbio com Fluxo Ascendente
SF	Sólidos Fixos
SIAB	Sistema de Informação de Atenção Básica
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
USP	Universidade de São Paulo

# 1 INTRODUÇÃO

Um dos maiores impactos aos recursos hídricos do País ocorre pelo despejo de esgotos nos cursos d'água receptores, que na maior parte das cidades brasileiras não recebe tratamento adequado antes do seu lançamento ou simplesmente são despejados sem qualquer tipo de tratamento. Como consequência, haverá alteração na qualidade do corpo hídrico e limitação no uso futuro dessa água.

Em relação aos municípios do Brasil, esses apresentaram, no ano de 2017, um índice de atendimento de coleta de esgotos da população urbana igual a 60,2%, dos quais 73,7% receberam algum tipo de tratamento. Desta forma, apenas 46% dos esgotos gerados no Brasil são tratados de forma adequada. Ainda de acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), os índices relativos à coleta e tratamento de esgotos se mostram bastante variados regionalmente. Nas regiões Norte e Nordeste, os percentuais referentes à existência de rede coletora apresentam valores respectivos de 13,0% e 34,8%. Por outro lado, nas regiões Sudeste (83,2%), Sul (50,6%) e Centro-Oeste (59,5%), observa-se uma elevação nesses percentuais (SNIS, 2019).

A implantação de uma infraestrutura de esgotamento sanitário representa um grande desafio para o saneamento brasileiro por requerer altos investimentos financeiros combinados com políticas públicas setoriais coesas e eficientes que venham garantir a qualidade de vida da população e do meio ambiente por meio da preservação das águas. Universalizar o acesso dos serviços de água e esgoto, dentre outros, a toda população, conforme preconiza a Lei Federal nº 11.445 (BRASIL, 2007), que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, deve ser o objetivo principal a ser alcançado pelas ações governamentais mediante investimento de quantidade significativa de recursos.

O Banco Mundial relaciona doenças causadas pela ausência de serviços de esgoto, resultado de baixos investimentos no setor e políticas públicas ineficientes na área de saneamento, como febre tifoide, enterobiase, cólera, ascaridíase, esquistossomose, cujas transmissões seriam evitadas ao serem estabelecidas as seguintes estratégias de controle: abastecimento doméstico de água, educação sanitária, disponibilidade de moradias com privadas, tratamento prévio do esgoto antes da disposição no solo (JORDÃO e PESSÔA, 2017). Verifica-se assim a importância da coleta e do destino final adequado das águas residuais no controle do quadro epidemiológico, principalmente nas áreas mais pobres.

Uma situação causada pelo déficit de aporte de recursos na área de saneamento é a adoção de soluções individuais de tratamento de esgotos em comunidades rurais, caracterizadas por baixa densidade populacional e localização distante dos centros urbanos. Parte da população urbana também faz uso desse tipo de solução, por não ser beneficiada com sistema de rede coletora de esgotos. De acordo com dados divulgados pela Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílio (PNAD), existe a utilização de fossa rudimentar, fossa séptica e outras formas de esgotamento não conectado à rede coletora em 32,7% dos domicílios brasileiros. Na região Nordeste, esse percentual atinge o valor de 51,8% de residências que fazem uso das fossas como solução de esgotamento (IBGE, 2015).

Diante deste panorama, o investimento em sistemas individualizados se torna uma valiosa alternativa para atendimento de áreas descobertas de infraestrutura de esgotos. Tais sistemas geram efluentes mais limpos e evitam, dessa forma, a disposição de esgotos brutos no solo ou em corpos receptores naturais como oceanos, rios e lagoas.

Dentre os métodos de tratamento individual de águas residuais surgem como alternativa, a associação do tanque séptico com o filtro anaeróbio e as estações compactas de tratamento, dotadas de câmaras anaeróbias e aeróbias, pelas suas simplicidades funcionais, pouca exigência de mecanização, facilidade na construção e operação dos sistemas e baixo consumo de energia das estações compactas.

O tanque séptico, também chamado de decanto-digestor, quando associado ao filtro anaeróbio possui capacidade de tratar o esgoto, por meio de um processo simplificado, e, se bem operado, permite uma eficiência de remoção da DBO de 80% a 85% (JORDÃO e ALEM SOBRINHO, 2009).

Em relação às regiões servidas de infraestrutura de esgotamento, os esgotos coletados pela rede são direcionados às Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), onde ocorre a redução das cargas poluentes dos esgotos de tal forma que sejam atingidos os padrões de lançamento dos efluentes conforme a legislação vigente e haja redução dos eventuais impactos ambientais nos corpos hídricos receptores.

As lagoas de estabilização podem ser empregadas em ETEs por apresentarem elevada eficiência, baixo requisito de energia e reduzidos custos de implantação e operação. Apesar da exigência de completo controle laboratorial e maiores custos de implantação e operação, o sistema de lodos ativados se mostra viável como forma de tratar esgotos, pela qualidade do efluente final e o menor requisito de áreas, principalmente nas grandes cidades, onde há pouca disponibilidade de terras e grande valorização nos preços dessas áreas.

Como alternativa no tratamento de efluentes de ETEs, também se destaca o reator de manta de lodo. Inicialmente desenvolvido na Holanda, na década de 1970, seu princípio de funcionamento se baseia em um processo de degradação biológica, por meio da atividade bacteriana dispersa, cuja eficiência na remoção de DBO, atinge valores em torno de 70% (VON SPERLING, 2014).

Neste trabalho, propõe-se avaliar o desempenho dos sistemas de tratamento supracitados, utilizados como soluções *in situ* no tratamento de esgotos domésticos em dois condomínios multifamiliares, comparando-os com a eficiência de quatro estações de tratamento de esgoto do município de Aracaju, capital do estado de Sergipe.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a eficiência das soluções individuais de esgoto com as estações de tratamento de esgoto do município de Aracaju, de acordo com o exigido pela legislação ambiental, quanto ao padrão de lançamento de efluentes.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Analisar, por meio de monitoramento físico-químico, o desempenho das estações de tratamento de esgoto de Aracaju, operadas pela companhia de saneamento;
- Monitorar os parâmetros físico-químicos das soluções individuais de tratamento de esgoto.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Esgotamento sanitário no município de Aracaju

No tocante ao serviço de coleta de águas residuárias por sistema público, Aracaju apresenta um índice de coleta de esgoto de 49,4%, superior à média do estado de Sergipe, correspondente a 29,6% e próximo à média nacional, que possui um índice de 60,2% (SNIS, 2019).

Pelos dados da Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), também foi verificado um baixo índice de esgoto coletado no estado sergipano, com valor de 32,5%, dos quais 33,2% não passam por nenhum tipo de tratamento. Em relação à utilização de soluções individuais de esgoto, por meio de fossas sépticas sucedidas por pós-tratamento, a pesquisa da ANA (2017) apontou um índice de 11,5% para o estado de Sergipe e 15,6% para o município de Aracaju.

Na capital sergipana, todo o esgoto coletado passa por tratamento nas unidades operacionais da Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO) que devolvem o efluente tratado aos corpos d'água receptores. Apesar do alto índice de tratamento do esgoto coletado, metade da população aracajuana ainda carece de rede de coleta e tratamento. Dessa forma, as edificações localizadas em regiões não servidas de infraestrutura de esgotamento sanitário, quando não despejam seus efluentes *in natura* de forma indiscriminada no solo e nos corpos hídricos, utilizam soluções individuais de tratamento de esgoto.

Os indicadores do sistema de esgotamento sanitário de Aracaju estão apresentados na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1 - Indicadores do Sistema de Esgotamento Sanitário do Município de Aracaju**

Indicadores	
População total residente	650.106 hab
População total atendida com esgotamento sanitário	321.379 hab
Índice de atendimento de esgoto	49,44%
Número total de ligações de esgoto	93.989
Número total de economias	116.384
Número total de economias residenciais	105.370
Extensão total da rede de esgotos	687,70 km
Volume total coletado e tratado	18.705,58 m <sup>3</sup> /ano

Fonte: SNIS (2019).

Informações coletadas por agentes comunitários de saúde alimentam o Sistema de Informação de Atenção Básica (SIAB) do Ministério da Saúde que disponibiliza um banco de dados acerca de questões sanitárias locais, dentre as quais, a destinação das fezes e urinas referentes às residências das famílias cadastradas no Programa de Saúde da Família (PSF).



A Tabela 3.2 mostra o tipo de disposição final dos esgotos em dezembro de 2015, no município de Aracaju, segundo o SIAB.

**Tabela 3.2** - Destinação das fezes e urina referentes às residências das famílias cadastradas no Programa de Saúde da Família (PSF)

Município	Nº de Famílias	Esgoto		Fossa		Céu aberto	
		Nº de Famílias	%	Nº de Famílias	%	Nº de Famílias	%
Aracaju	151.288	108.885	71,97	39.696	26,25	2.687	1,78

Fonte: Ministério da Saúde - Sistema de Informação de Atenção Básica - SIAB (2015).

De acordo com os dados da Tabela 3.2, no ano de 2015, aproximadamente 72% das famílias cadastradas no município de Aracaju lançavam as fezes e urina no sistema de esgoto, não havendo distinção nessa pesquisa, entre rede de drenagem pluvial e de esgotamento sanitário. Em relação à utilização de fossa, 26,2% dos informantes ainda faziam uso desse tipo de solução individual de esgoto, englobando tanque séptico, fossa rudimentar e fossa negra, associadas ou não a sumidouros. Cerca de 2% das famílias entrevistadas moravam em habitações desprovidas de instalações sanitárias e lançavam seus dejetos a céu aberto, dispondo-os em quintais, riachos, canais de drenagem ou cursos d'água próximos das residências.

Essa deficiência no sistema de tratamento de esgotos impacta negativamente e de forma relevante na qualidade de vida humana e na preservação do meio ambiente, visto que acarreta na redução da vida média do homem, em virtude do aumento da mortalidade, por efeito do aumento de doenças, com consequente incremento nas despesas relacionadas a tratamento de doenças evitáveis, bem como o aumento dos custos do tratamento de água para abastecimento humano, e do mesmo modo, na poluição dos mananciais e comprometimento da biodiversidade aquática (CHAVES *et al.*, 2018).

Todavia, o abastecimento de água em Aracaju apresenta um índice de atendimento da população igual a 99,6%, realidade bastante diferente do índice de coleta com tratamento do esgoto sanitário de 49,4% (SNIS, 2019). Essa discrepância nos valores desses índices evidencia políticas públicas de saneamento equivocadas, quando da implantação das redes de abastecimento de água sem a concomitante execução de sistemas de coleta e tratamento dos efluentes gerados pelo uso dessa água ofertada.

Em levantamento realizado pela Confederação Nacional da Indústria (CNI, 2018), Sergipe alcançou a décima oitava posição no *ranking* dos estados do Brasil, no qual a população possuía acesso à rede coletora de esgoto, e a décima quarta posição acerca do nível de

investimento, relativo ao triênio 2013-2015, por cada habitante sem acesso à rede de coleta, cujo valor foi de R\$ 268,54/hab, enquanto o estado de São Paulo, detentor da primeira colocação da pesquisa, investiu R\$ 1.558,25/hab no mesmo período.

Com relação aos processos de tratamento dos esgotos do município de Aracaju, serão descritos os processos utilizados nas ETEs da companhia estadual de saneamento que são: valos de oxidação, digestor anaeróbio de fluxo ascendente e lagoas de estabilização, do tipo, facultativas e de maturação (PMSB, 2017).

### **3.2 Digestão Anaeróbia**

A digestão anaeróbia é um processo fermentativo ao qual podem ser submetidos resíduos urbanos, rurais ou industriais com os objetivos de remover matéria orgânica poluente e microrganismos presentes nesses resíduos, produzir biogás e biofertilizantes mais estáveis e mais ricos em nutrientes de melhor assimilação e com melhor qualidade sanitária em relação ao material original (SOUZA, 1984).

Na digestão anaeróbia, ocorre a conversão da matéria orgânica, por meio de microrganismos, sem a presença de oxigênio, tendo os gases metano e dióxido de carbono, como produtos finais. A ocorrência desses gases é observada em ambientes naturais distintos, tais como: pântanos, solo, depósitos sedimentares de rios, lagos e mares, bem como no sistema digestivo de animais ruminantes. Estima-se que a produção de metano resultante da digestão anaeróbia, responda pela integral mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica presente na Terra. A cinética desse processo de conversão biológica envolve as concentrações de substrato e dos microrganismos, na condição de variáveis principais, presentes na formação de todos os modelos biológicos. Os sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos podem ser representados por um processo de três estágios, abrangendo: hidrólise de compostos orgânicos, produção de ácidos e de metano (CHERNICHARO, 1997).

Para Van Haandel e Lettinga (1994), em relação ao tratamento anaeróbio de esgotos, haverá uma tendência de compatibilidade do desenvolvimento da população bacteriana com o tipo do material orgânico e das cargas orgânica e hidráulica. Para um processo no qual haja uma população compatível com o material orgânico presente no afluente, são relevantes para a eficiência da remoção da carga orgânica biodegradável fatores como: natureza do material orgânico a ser digerido, fatores ambientais convenientes à digestão anaeróbia, tamanho da população de bactérias, intensidade de contato entre o material orgânico afluente e as populações bacterianas e o tempo de retenção do esgoto no sistema de tratamento.

Chernicharo (1997) considera a digestão anaeróbia como um ecossistema no qual atuam, de forma interativa, diferentes grupos microbianos na degradação da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, amônia, gás sulfídrico, água e novas células bacterianas. No processo de decomposição anaeróbia, os microrganismos se dividem em três grupos com condutas fisiológicas dissimilares:

- Bactérias fermentativas: através de hidrólise, transformam os polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, gás carbônico, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e glicose;
- Bactérias acetogênicas: produzem hidrogênio, o qual transforma os produtos gerados pelos microrganismos fermentativos (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, hidrogênio e gás carbônico;
- Archeas metanogênicas: transformam o acetato, produzido pelas bactérias acetogênicas, em metano e dióxido de carbono, e por meio da redução do dióxido de carbono, também produzem metano.

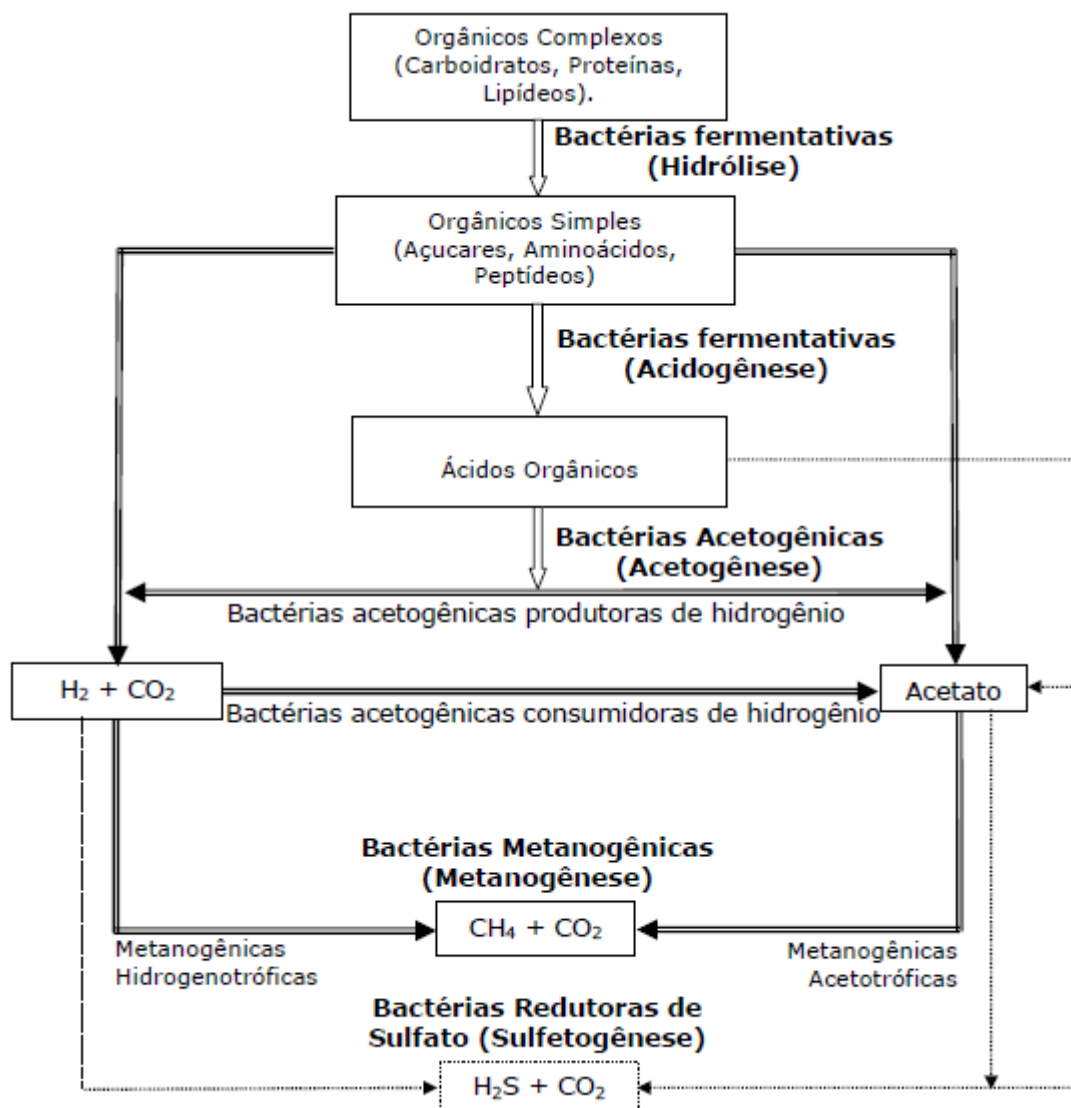
### **3.2.1 Fases da Digestão Anaeróbia**

A degradação da matéria orgânica por via anaeróbia é mais complexa do que ocorre no processo aeróbio, por requerer a participação de grupos diferentes de microrganismos com funções distintas (SANT'ANNA JR., 2011). A digestão anaeróbia se divide em um processo de quatro fases, que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A Figura 3.1 mostra de forma simplificada o processo de digestão anaeróbia.

#### **3.2.1.1 Hidrólise**

Pela incapacidade das bactérias de assimilarem o material orgânico complexo, a fase inicial do processo de degradação anaeróbia ocorre com a hidrólise de materiais particulados de alta massa molar (proteínas, polissacarídeos, lipídios, ácidos nucleicos), em compostos dissolvidos mais simples (moléculas menores). A interferência de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas resulta na conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos (CHERNICHARO, 1997; SANT'ANNA JR., 2011).

**Figura 3.1** - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de Guimarães e Nour (2001) *apud* Silva (2009).

As proteínas são degradadas por intermédio de polipeptídeos e são formados aminoácidos, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis, e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C<sub>15</sub> a C<sub>17</sub>) e glicerina (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Fatores como temperatura, composição do substrato, tempo de residência do substrato no reator, tamanho das partículas, pH do meio afetam o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado (LETTINGA *et al.*, 1996 *apud* CHERNICHARO, 1997).

À luz da engenharia sanitária e ambiental, pode-se mencionar a hidrólise como sendo o processo pelo qual o material orgânico presente no sistema é transformado em compostos dissolvidos de menor peso molecular (SILVA, 2009).

### 3.2.1.2 Acidogênese

Nessa fase, as bactérias fermentativas irão metabolizar, no interior de suas células, os compostos dissolvidos gerados na hidrólise, convertendo-os em substâncias orgânicas mais simples. Os ácidos graxos voláteis são o principal produto dos organismos fermentativos e, por isso, recebem a designação de bactérias fermentativas acidogênicas. Na acidogênese, há ainda a produção de álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, além de novas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997).

A acidogênese é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia restrita, porém cerca de 1% consiste de bactérias facultativas, que podem metabolizar o substrato orgânico pela via oxidativa. A ação desse pequeno percentual de bactérias facultativas se torna relevante para os sistemas anaeróbios de esgoto, pois a eventual presença de oxigênio dissolvido no meio poderia vir a se tornar substância tóxica aos microrganismos anaeróbios restritos, caso não fosse removida pela fermentação acidogênica facultativa (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997).

### 3.2.1.3 Acetogênese

Na acetogênese, ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano: acetato, dióxido de carbono e hidrogênio. As bactérias acetogênicas realizam um metabolismo intermediário ao oxidarem os produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as arqueas metanogênicas (CHERNICHARO, 1997; CASSINI *et al.*, 2003).

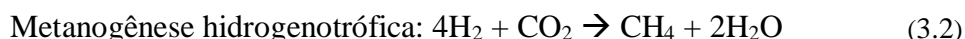
Nessa etapa, ocorrerá a transformação de ácidos de maior cadeia em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono (acetato e formiato), com simultânea produção de hidrogênio (SANT'ANNA JR., 2011).

Segundo Chaudhary (2008), na fermentação acetogênica, as moléculas simples geradas na acidogênese são digeridas e produzem dióxido de carbono, hidrogênio e principalmente ácido acético, que serão substratos na formação do metano na fase metanogênica. Em torno de 70% da DQO originalmente presente será convertida em ácido acético (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

### 3.2.1.4 Metanogênese

A metanogênese é o último estágio da digestão anaeróbia que envolve a produção de metano a partir das matérias-primas produzidas na fase acetogênica. É nessa etapa que ocorre de forma

efetiva a mineralização dos poluentes (compostos de carbono). O metano é obtido a partir da descarboxilação do acetato e/ou da redução do  $\text{CO}_2$  com  $\text{H}_2$  (SANT'ANNA JR., 2011). As bactérias acetotróficas produzem metano a partir da redução de ácido acético, ao passo que o metano produzido pelas bactérias hidrogenotróficas ocorre pela redução de dióxido de carbono, conforme as reações catabólicas representadas pelas Equações 3.1 e 3.2.



A taxa de crescimento das bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio é maior do que a das bactérias acetotróficas, todavia somente cerca de 30% do material orgânico afluente é convertido em metano pela via hidrogenotrófica. Assim, para uma remoção eficiente da matéria carbonácea em um sistema de tratamento anaeróbio, é necessário que a metanogênese acetotrófica disponha de um desenvolvimento eficiente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

### 3.2.2 Requisitos Ambientais

O processo de digestão anaeróbia é afetado de forma significativa pelas condições ambientais. Como o processo envolve a formação de ácidos voláteis, é importante que o equilíbrio dinâmico das reações químicas seja mantido, para garantir uma eficiente interação dos microrganismos fermentativos e metanogênicos. Os principais fatores ambientais intervenientes na digestão anaeróbia são: temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, presença de nutrientes e ausência de substâncias tóxicas (CHERNICHARO, 1997; RAJESHWARI *et al.*, 2000). Estes fatores podem ser de natureza física ou química. Tanto as características físicas quanto as químicas do ambiente interferem no desenvolvimento bacteriano (CHERNICHARO e CAMPOS, 1992 *apud* MACHADO, 1997).

Na ocorrência de desequilíbrio do processo, este se deve principalmente às archaeas metanogênicas, mais vulneráveis às mudanças das condições ambientais, que deixarão de produzir metano, provocando aumento na concentração dos ácidos orgânicos voláteis e outros produtos intermediários, que continuarão a ser produzidos, causa da queda dos valores de pH e maior inibição da produção de biogás (MEYSTRE, 2007).

### 3.2.2.1 Temperatura

Devido à forte dependência na taxa de crescimento microbiano, a temperatura é um dos fatores físicos que mais influenciam na digestão anaeróbia, uma vez que os microrganismos não controlam sua temperatura interna, que é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Lettinga *et al.* (1996) *apud* Chernicharo (1997), a atividade bacteriana da maioria dos processos biológicos pode ocorrer nas seguintes faixas de temperatura:

- Faixa psicrófila: entre 0°C e 20°C;
- Faixa mesófila: entre 20°C e 45°C;
- Faixa termófila: entre 45°C e 70°C, e acima.

As faixas operacionais mais apropriadas para o crescimento microbiano anaeróbio são a mesófila e a termófila, com respectivas temperaturas ótimas a 35°C e 55°C. Todavia pode ocorrer digestão anaeróbia a temperaturas inferiores a 20°C (SANT'ANNA JR., 2011).

A velocidade da digestão é maior na faixa de temperatura termófila em relação à mesófila. Operar na faixa termófila resulta em lodos mais facilmente desidratáveis e maior retenção de patógenos. No entanto, quando da utilização de temperaturas mais distantes da temperatura ambiente, em um eventual problema no funcionamento dos controladores de temperatura, poderiam ser provocadas grandes variações, afetando seriamente o processo (SOUZA, 1984).

### 3.2.2.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

Esses três fatores ambientais estão intimamente relacionados entre si, tendo igual importância para o controle e a operação adequada dos processos anaeróbios. A manutenção adequada da concentração alcalina irá garantir a neutralização dos ácidos voláteis, formados na primeira etapa da digestão anaeróbia, e também tamponar o meio na eventualidade de acumulação dos ácidos voláteis (PINTO, 1995).

Na decomposição anaeróbia dos compostos orgânicos, o valor e a estabilidade do pH são de extrema relevância na produção de metano. Taxas elevadas de metanogênese somente se desenvolvem quando o pH se mantém em uma faixa estreita, próxima da neutralidade. Valores de pH inferiores a 6,3 ou superiores a 7,8 implicarão em rápida diminuição da atividade metanogênica (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Para a estabilidade do processo, a resiliência das bactérias produtoras de ácidos em relação ao pH, ser muito maior que as metanogênicas é essencialmente importante, pois as

bactérias acidogênicas se mostrarão ativas, apesar da diminuição dos valores de pH tão baixos quanto 4,5. Desse modo, a fermentação ácida em um reator continuará, mesmo praticamente cessada a produção de metano. Nesse caso, a diminuição nos valores do pH resultará no azedamento do conteúdo do reator (CHERNICHARO, 1997).

A alcalinidade é considerada uma das mais importantes variáveis para o controle e manutenção do processo anaeróbio de digestão, sendo uma medida representativa da capacidade de neutralização de ácidos (SANT'ANNA JR., 2011).

Para se obter sucesso com o tratamento anaeróbio, os reatores devem ser operados de forma adequada, identificando com rapidez e segurança quaisquer distúrbios que venham a ocorrer durante o processo. Através do monitoramento da alcalinidade, torna-se possível medir a capacidade tampão do sistema. A eficiência do monitoramento de alcalinidade bicarbonato é muito maior do que o monitoramento do pH, pois enquanto a escala do pH é logarítmica, a escala da alcalinidade é linear (OLIVEIRA, 1997 *apud* ROCHA, 2017). Por consequência, uma pequena redução no valor do pH acarretará em consumo significativo de alcalinidade, implicando em perda significativa da capacidade de tamponamento (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2004).

### 3.2.2.3 Nutrientes

A eficiência na operação dos processos biológicos de tratamento depende do provimento adequado de nutrientes inorgânicos necessários ao crescimento dos microrganismos. Nos esgotos domésticos, geralmente estão presentes todos os tipos de nutrientes em concentrações adequadas, situação ideal para o desenvolvimento ilimitado da atividade anaeróbia de digestão. Já os efluentes industriais, por serem mais específicos em composição, necessitam de suplementação de nutrientes nos processos de tratamento, para uma degradação ótima. Dos nutrientes, o nitrogênio é requerido em maiores concentrações para o crescimento dos microrganismos. Em menores quantidades, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibidênio são necessários para a estimulação nutricional das archeas metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

Nos processos anaeróbios, verifica-se um menor consumo de nutrientes do que o observado nos processos aeróbios. Uma das relações mais comuns, apresentada pela literatura como recomendável para a digestão anaeróbia aponta para as seguintes proporções: DQO:N:P igual a 250:5:1 (SANT'ANNA JR., 2011).

Para Lettinga *et al.* (1996 *apud* Chernicharo, 1997), a proporção DQO:N:P de 1.000:5:1 é indicada na degradação de ácidos graxos voláteis (biomassa com baixo coeficiente



de produção celular), e a relação de DQO:N:P de 350:5:1 adequada para a degradação de carboidratos (biomassa com elevado coeficiente de produção celular).

Caso o resíduo não contenha quantidades suficientes de N e P, estes devem ser adicionados. Contudo resíduos com elevadas concentrações de nitrogênio total, podem comprometer a degradação anaeróbia, uma vez que parte considerável do nitrogênio total, presente no reator, será transformada em nitrogênio amoniacal (SOUZA, 1984).

#### **3.2.2.4 Substâncias tóxicas**

Um desempenho satisfatório da degradação de esgotos orgânicos, mediante quaisquer processos biológicos, depende do controle ou eliminação de substâncias tóxicas, garantindo assim, a manutenção de um ambiente favorável aos microrganismos. Apesar do impacto da toxicidade junto aos microrganismos, estes apresentam capacidade de adaptação junto às concentrações inibidoras dos compostos. Elevados tempos de residências de sólidos e minimização do tempo de residência das toxinas no sistema são artifícios de projeto, minimizadores da influência de agentes tóxicos (CHERNICHARO, 1997).

Mesmo a baixas concentrações, substâncias químicas como metais pesados e compostos organo-clorados apresentam acentuada toxicidade. Porém a probabilidade da ocorrência destas substâncias no esgoto sanitário é baixa. Sulfeto e oxigênio dissolvido são compostos tóxicos para a digestão anaeróbia, que podem estar presentes no afluente. Para pequenos valores de oxigênio dissolvido, esse será removido pelas bactérias acidogênicas, sem deixar indícios de sua presença ou ação tóxica (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Na prática, a toxicidade não é um problema no tratamento anaeróbio de esgoto. Rinzema (1989 *apud* Van Haandel e Lettinga, 1994) mostrou que a concentração tóxica de sulfeto varia de 50 a 200mg/L, enquanto a concentração de sulfeto encontrada no esgoto varia de 2 a 20mg/L.

Na ocorrência de aclimação das bactérias aos agentes tóxicos, ocorre uma adaptação, até certo limite, à elevada concentração do composto. Também é possível ocorrer antagonismo (o efeito tóxico de uma substância reduz pela presença de outra substância) ou sinergismo (a presença de uma substância potencializa a toxicidade de outra substância) (MIGNONE, 1978 *apud* SOUZA, 1984).

Uma forma de evitar que os compostos tóxicos atinjam concentrações inibidoras nos reatores é recorrer a reformulações nos processos industriais, diluição dos efluentes e antagonização desses compostos. Outra situação diz respeito à consequência de cargas de choque, causadoras de maiores danos ao processo que as mesmas concentrações acumuladas

de forma gradual, visto que a acumulação gradativa dos tóxicos permite uma lenta precipitação e certa aclimação das bactérias aos agentes. Na administração de uma dose de choque, uma concentração tóxica é produzida de forma transiente e a inibição pode persistir mesmo após a neutralização dos tóxicos (SOUZA, 1984).

### 3.3 Tratamento Anaeróbio

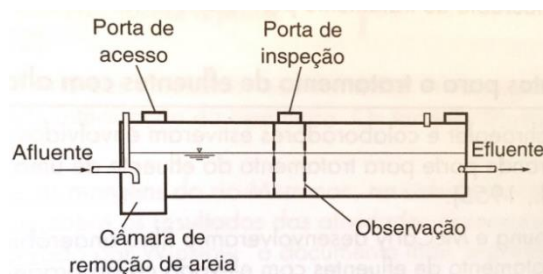
#### 3.3.1 Desenvolvimento histórico

Possivelmente, o primeiro relato documentado de tratamento anaeróbio foi a câmara hermeticamente fechada descrita por Mouras, no final do século XIX na França. Nessa câmara, os sólidos presentes no esgoto eram “liquefeitos” (McCARTY, 1981 *apud* VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). A princípio, o objetivo da utilização dos processos anaeróbios era a liquefação dos sólidos sedimentáveis do esgoto, com vistas à redução ou eliminação da necessidade de gerenciamento dos mesmos e adequação do efluente para tratamento posterior, ou para utilização em atividades agrícolas. Entre os vários sistemas anaeróbios inicialmente desenvolvidos, estão o tanque séptico, construído por Cameron na Inglaterra, e o tanque *Imhoff* na Alemanha (METCALF e EDDY, 2016).

Na Figura 3.2 e na Figura 3.3, estão apresentados respectivamente o tanque séptico de Cameron e o tanque *Imhoff*.

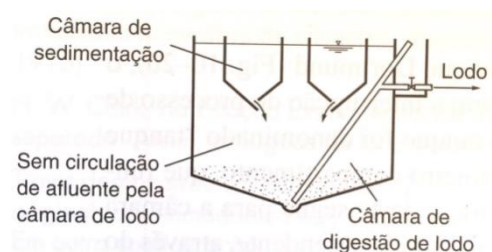
Houve grande aplicação do tratamento primário com digestão anaeróbia no período entre as duas guerras mundiais. Na década de 1930, 12 milhões de alemães eram servidos na sua maioria por tanques *Imhoff* (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

**Figura 3.2 - Tanque séptico de Cameron**



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

**Figura 3.3 - Tanque Imhoff**



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Após a Segunda Grande Guerra, os princípios da degradação anaeróbia começaram a ser aplicados no setor privado, com efluentes com alta carga orgânica e de fácil degradação (METCALF e EDDY, 2016). Entre as décadas de 1960 e 1970, avanços relevantes no

tratamento anaeróbio de efluentes foram alcançados. O desenvolvimento do filtro anaeróbio por Young e McCarty, no final dos anos 60 (YOUNG e McCARTY, 1969; YOUNG, 1991 *apud* METCALF e EDDY, 2016) e do desenvolvimento do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manto de lodo por Lettinga e colaboradores da Universidade de Wageningen, Holanda, na década de 1970 (LETTINGA *et al.*, 1980) serviram de base para impulsionar o desenvolvimento da tecnologia de tratamento anaeróbio.

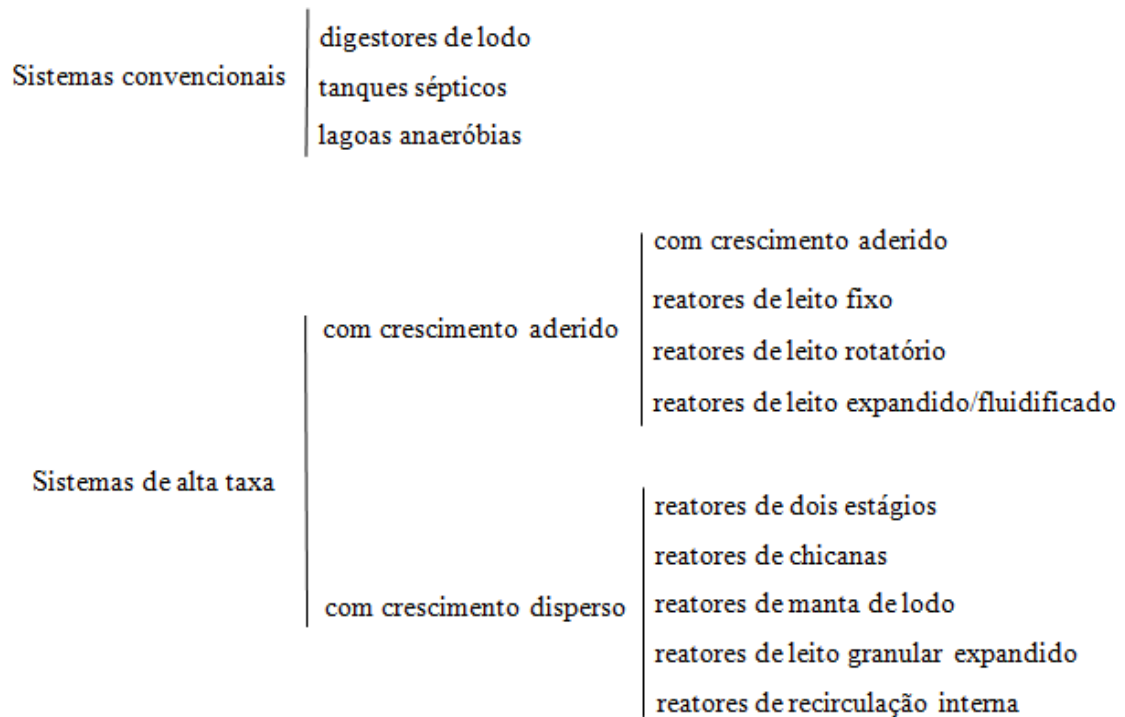
Em vários países da Europa, Sul e Sudeste Asiático e América Latina, o tratamento anaeróbio é realizado com sucesso, implementado para tratar diferentes tipos de águas residuais, pelo seu enorme potencial e excelente desempenho em instalações de grande escala (LETTINGA, 1995).

### **3.3.2 Generalidades**

Todo processo biológico de tratamento para ser considerado econômico precisa ser operado a baixos tempos de detenção hidráulica associados a suficientes tempos de retenção de sólidos tais que permitam o crescimento dos microrganismos. A inexistência dessa dinâmica torna a utilização dos processos anaeróbios, antieconômica e problemática, visto que a reduzida taxa de crescimento da biomassa anaeróbia, principalmente dos microrganismos metanogênicos resulta em um delicado controle do processo, pois, quando da exposição dessa biomassa a condições adversas, a recuperação do sistema se torna bastante lenta. Os sistemas de alta taxa, desenvolvidos com o incremento de pesquisas na área de tratamento anaeróbio, caracterizam-se pela capacidade em reter grandes quantidades de biomassa de elevada atividade, apesar da aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica. Como resultado, obtêm-se reatores compactos, com volumes reduzidos e elevado grau de estabilização do lodo. Dentre os sistemas anaeróbios de alta taxa estão os reatores de manta de lodo e os filtros anaeróbios de fluxo ascendente, diferentemente do tanque séptico, considerado como sistema convencional (CHERNICHARO, 1997).

De forma geral, os sistemas anaeróbios se dividem em dois grandes grupos conforme apresenta a Figura 3.4.

Em comparação com os métodos convencionais de tratamento aeróbio, o conceito anaeróbio surge como alternativa para o tratamento de efluentes com baixa carga orgânica até efluentes com carga extremamente elevada (METCALF e EDDY, 2016).

**Figura 3.4** - Tipos de sistemas de tratamento anaeróbio

Fonte: Chernicharo (1997).

O Quadro 3.1 apresenta de forma sucinta as vantagens e desvantagens do processo anaeróbio.

**Quadro 3.1** - Vantagens e desvantagens do processo de tratamento anaeróbio de esgotos

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Menor consumo de energia</li> <li>• Menor produção de lodo</li> <li>• Menor necessidade de nutrientes</li> <li>• Volume reduzido do reator</li> <li>• Eliminação da poluição do ar pelos gases de exaustão</li> <li>• Capacidade de resposta à adição de substrato após longos períodos sem alimentação</li> <li>• Processo de pré-tratamento eficaz</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maior período de partida para desenvolvimento de biomassa</li> <li>• Pode requerer tratamento adicional por um processo aeróbio de tratamento para atingir os padrões de emissão do efluente</li> <li>• Sensível aos efeitos negativos de baixas temperaturas</li> <li>• Não possibilita a remoção biológica de nitrogênio ou fósforo</li> <li>• Potencial para geração de maus odores e gases corrosivos</li> </ul>

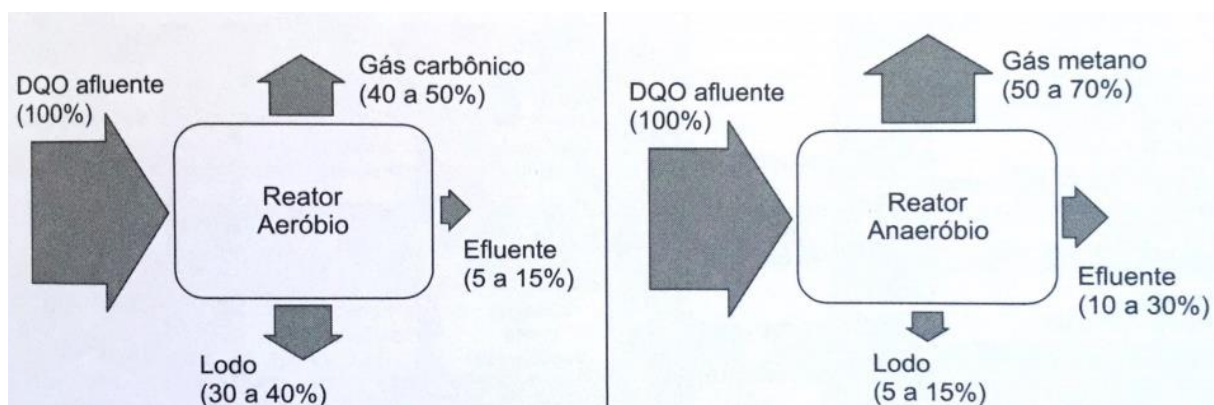
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

Para Lettinga (1995), a concepção da digestão anaeróbia em comparação com os métodos aeróbios convencionais, à luz do desenvolvimento e implementação de tecnologias sustentáveis, oferece benefícios fundamentais, a saber:

- Os sistemas de tratamento anaeróbio podem ser implementados a custos relativamente baixos, pois, em geral, a tecnologia dos reatores faz com que sejam operados com pouco ou nenhum consumo de energia;
- Podem ser construídos praticamente em qualquer lugar, em escalas variadas;
- Em vez de consumir energia, ocorrerá produção de biogás, com potencialidade de uso como fonte energética;
- Altas taxas de carregamento podem ser aplicadas nos processos de tratamento anaeróbio, apesar dos volumes relativamente pequenos do sistema;
- O volume de lodo residual produzido nos sistemas anaeróbios é significativamente menor, comparado às tecnologias aeróbias. A quantidade de matéria orgânica produzida é baixa, e a capacidade de desidratação e estabilização do excesso de lodo é alta;
- Organismos anaeróbios podem ser preservados por períodos de tempo superiores a um ano, sem qualquer diminuição significativa de sua atividade. Características importantes dos lodos anaeróbios, como sua fluidez, permanecem inalteradas;
- Podem ser combinados com métodos de pós-tratamento de afluentes, pelos quais substâncias como amônia ou enxofre podem ser recuperadas.

A Figura 3.5 mostra, de forma clara, as vantagens da digestão anaeróbia em relação ao tratamento aeróbio, notadamente nos valores percentuais relacionados à produção de gás metano,  $\text{CO}_2$ , produção de sólidos e material não degradado, para cada um dos sistemas.

**Figura 3.5** - Conversão biológica nos sistemas aeróbios e anaeróbios



Fonte: Chernicharo (2016).

Dos sistemas de tratamento anaeróbio, o tanque séptico constitui-se um dos primeiros e mais utilizados em todo o mundo. Henry Austin, na Inglaterra, no ano de 1852, projetou e

construiu um tanque com os mesmos princípios de operação dos atuais tanques sépticos (KINNICULT *et al.*, 1913 *apud* METCALF e EDDY, 2016). Estimativas mostram que na década de 1960, o tanque séptico era utilizado como solução de esgoto em 17 milhões de residências norte-americanas. Este total corresponde a 51 milhões de pessoas, ao se considerar uma taxa média de ocupação de 3 pessoas por habitação, adotada nos Estados Unidos (BAILEY e WALLMAN, 1971 *apud* JORDÃO e PESSÔA, 1975). Na Austrália, no início do século atual, 20% de seus domicílios eram atendidos por tanque séptico, para tratamento primário de águas residuais domésticas (BEAL *et al.*, 2005), enquanto que, na mesma época, aproximadamente 24 milhões de residências no Brasil utilizavam da mesma solução individual de esgoto (IBGE, 2010b).

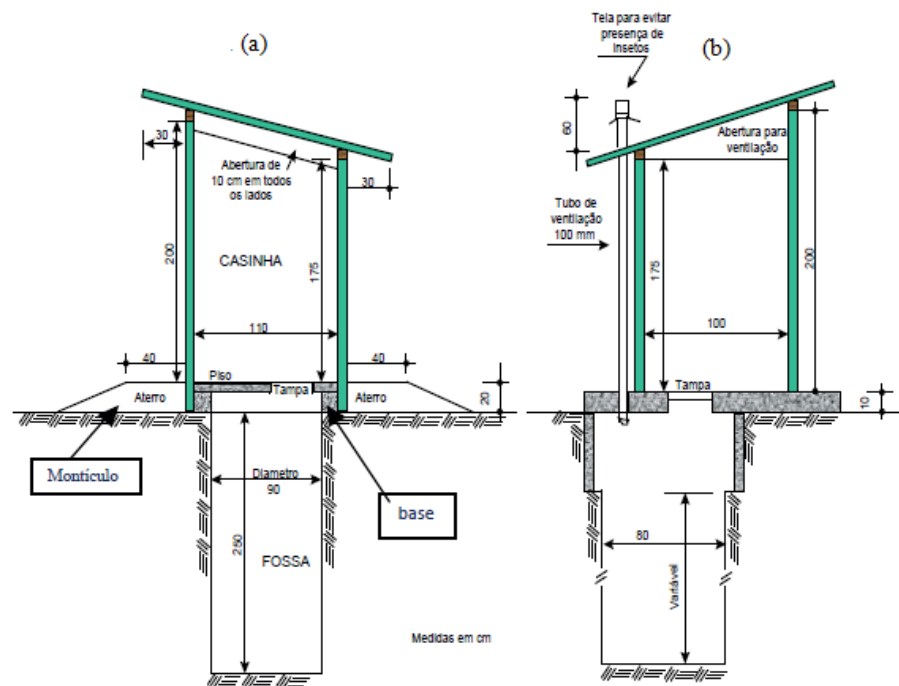
### 3.3.3 Fossa Seca

Normalmente utilizadas em residências desprovidas de instalações hidrossanitárias, consiste em uma cova onde são armazenadas as fezes e urina, dando início a um processo de decomposição e transformação da matéria orgânica em sólidos estáveis, líquidos e gases. O material sólido fica armazenado na cova, após a redução de seu volume, há liberação de gases para a atmosfera e infiltração do líquido no solo onde continua o processo de estabilização. Dessa forma, a porosidade das paredes da cova condicionará a eficiência do processo (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

Para a proteção e privacidade dos moradores da habitação, durante a realização de suas necessidades fisiológicas, será construído um abrigo em madeira ou alvenaria. Critérios técnicos em relação ao posicionamento da fossa seca devem ser adotados para proteção dos usuários, do solo e dos recursos hídricos. A construção da fossa deve ocorrer no fundo da residência, distante no mínimo 10 metros, e sempre a jusante dos ventos dominantes. Em relação a poços e fontes de água, a fossa deve sempre se situar em uma cota mais baixa que a da fonte de água, com distância adequada para ser assegurada a proteção do lençol freático. No caso de solos arenosos recomenda-se uma distância mínima de 25 metros, e 15 metros na ocorrência de solos argilosos. A distância entre o fundo da fossa seca e o lençol freático não deve ser inferior a 1,5 metro (DALTRO FILHO, 2004).

A Figura 3.6 apresenta a fossa seca convencional (a) e a fossa seca ventilada (b).

**Figura 3.6** - Fossa seca convencional (a) e fossa seca ventilada (b)



Fonte: Adaptado de FUNASA (2015).

### 3.3.4 Fossa ou poço absorvente

Diferentemente dos tanques sépticos, as fossas propiciam a infiltração do esgoto no solo, por não serem estanques, uma vez que suas paredes não são impermeabilizadas. A adoção das fossas em regiões com lençol freático próximo da superfície representa um risco na contaminação das águas subterrâneas, além da degradação do solo.

A fossa absorvente, ou poço absorvente, se apresenta como a mais utilizada nas cidades brasileiras. Sua escavação se assemelha a de um poço, na qual os esgotos são dispostos e infiltrados no solo. Pode ter ou não paredes de sustentação. Sua concepção vai desde as mais rudimentares, nada mais que uma simples cova, até construções mais elaboradas com paredes de sustentação em alvenaria de tijolos ou anéis de concreto, com aberturas e fendas tal que permitam a infiltração dos esgotos e cobertas de forma devida através de laje de concreto armado. Seu formato pode ser retangular, mas geralmente se utiliza de estrutura cilíndrica, nas quais as paredes de sustentação mais usuais são em alvenaria de tijolos vazados, assentados com os furos no sentido longitudinal ou tijolos maciços dispostos de forma que as juntas sejam livres. Em geral, não possuem o fundo revestido, para propiciar a infiltração da fração líquida

do esgoto, todavia em algumas fossas há uma camada de brita que constitui o lastro do fundo (HARTMANN *et al.*, 2009).

Na fossa absorvente estão associados, em um único dispositivo, os mecanismos que ocorrem nos tanques sépticos e sumidouros (HELLER e CHERNICHARO, 1996 *apud* RAMOS, 2014).

Estudos de casos realizados em zonas rurais da Inglaterra, Escócia, Irlanda e Noruega destacaram a contribuição das fossas para a contaminação da água doce mediante a descarga de nutrientes como fósforo e amônia, especialmente durante os meses do verão, no período de baixas vazões dos corpos hídricos da região. Falta de manutenção dos sistemas, inexistência de área adequada de infiltração para as águas residuais, com decorrente ligação irregular em redes de drenagem artificiais, conectadas a rios e riachos, contribuíram para a deterioração dos níveis de qualidade de água (WITHERS *et al.*, 2012).

O esquema básico da fossa absorvente com fundo de areia está apresentado na Figura 3.7.

### **3.3.5 Sumidouro**

Segundo a NBR 13.969 (ABNT, 1997), sumidouro é a unidade de depuração e disposição final do efluente de tanque séptico. Seu uso é indicado em regiões onde o aquífero é profundo, para garantir a distância mínima de 1,50 m entre seu fundo e o nível máximo do lençol freático.

Possui vida útil longa, devido à facilidade de infiltração do efluente oriundo do tanque séptico e praticamente isento dos sólidos causadores da colmatagem do solo. Consiste em uma escavação cujas paredes são protegidas por pedras e/ou tijolos sem rejunte, de forma a propiciar fácil infiltração do líquido no solo (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

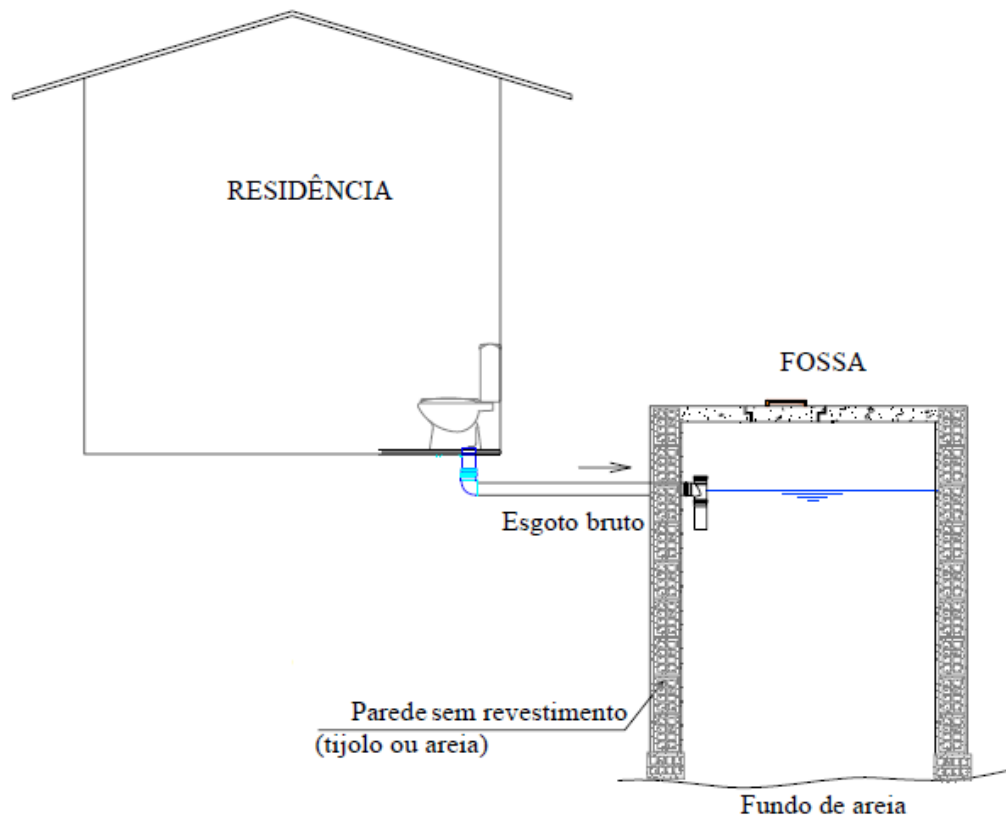
Sua utilização é contraindicada em áreas com solos pouco permeáveis e lençol freático próximo à superfície.

Pode apresentar formato cilíndrico ou prismático retangular, contudo independente do formato utilizado, a infiltração do efluente no solo ocorrerá pelo fundo e paredes laterais do sumidouro (DALTRO FILHO, 2004).

A utilização do sumidouro precedido pelo tanque séptico se torna uma alternativa adequada na gestão dos efluentes, porém essa tecnologia requer a retirada sistemática e destinação adequada do lodo gerado, o que raramente é observado na prática (ANDREOLI e POMPEO, 2009).



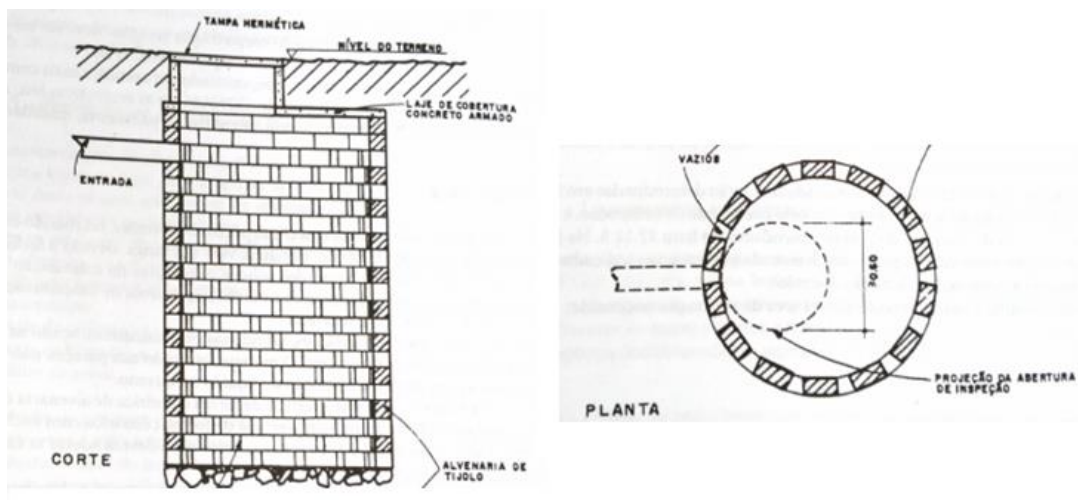
**Figura 3.7** - Esquema de uma fossa absorvente com fundo de areia



Fonte: Ratis (2009).

Na Figura 3.8, estão apresentados o corte e a planta do sumidouro cilíndrico.

**Figura 3.8** - Sumidouro cilíndrico de alvenaria de tijolos: corte e planta



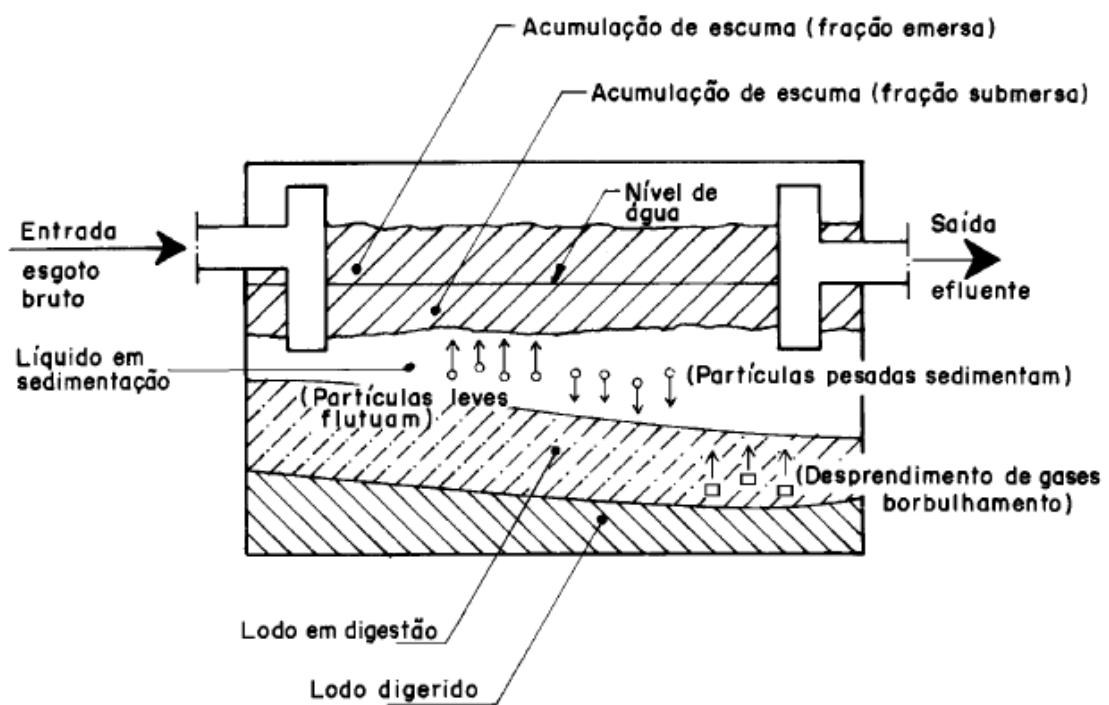
Fonte: Jordão e Pessoa (2017).

### 3.3.6 Tanque Séptico

A NBR 7.229 (ABNT, 1993) define tanque séptico como unidade de forma cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, destinada ao tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão. Seu uso é indicado em áreas desprovidas de rede pública coletora de esgotos.

A Figura 3.9 mostra a dinâmica das partículas e do líquido no interior do tanque.

**Figura 3.9** - Funcionamento geral de um tanque séptico



Fonte: ABNT (1993).

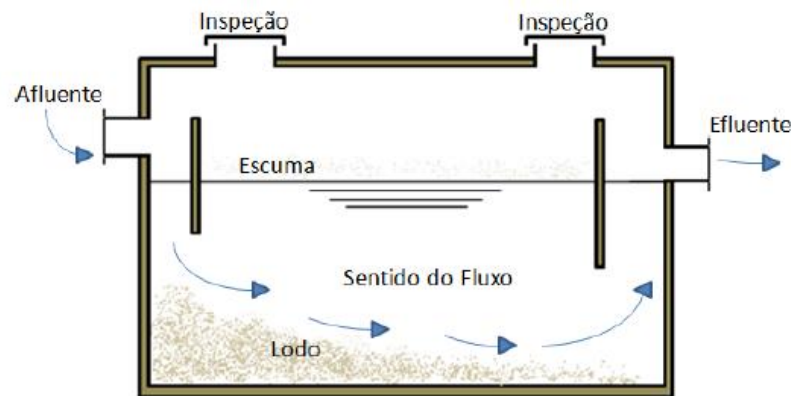
Nos tanques sépticos, os sólidos sedimentam por ação da gravidade até o fundo da câmara, sofrem digestão anaeróbia e se acumulam. As partículas menos densas tendem a flutuar naturalmente ou ajudadas pela flotação, quando pequenas bolhas de gases resultantes da decomposição anaeróbia aceleram a ascensão de partículas sólidas até a formação da espuma (óleos, graxas e produtos orgânicos biodegradáveis), na superfície líquida. Anteparos (defletores) instalados na entrada e saída do sistema permitem a saída do esgoto clarificado e a retenção da espuma (ANDRADE NETO *et al.*, 1999b; NUNES, 2012).

O esquema básico do tanque séptico de câmara única está apresentado na Figura 3.10.

Os tanques sépticos, também denominados decanto-digestores, constituem-se em dispositivos de tratamento primário de esgotos, de modo a permitir a decantação dos sólidos sedimentáveis no seu fundo, enquanto sólidos flutuantes (óleo e graxa) alcançam o nível do líquido. Até 50% do lodo é degradado, enquanto o restante se acumula no fundo do tanque e deve ser removido periodicamente (USEPA, 2000).

Em suas diversas configurações, o tanque séptico tem como função básica a remoção de sólidos sedimentáveis e sua digestão anaeróbia, reduzindo, dessa maneira, a carga orgânica e o volume final dos sólidos, tornando-os bioquimicamente mais estáveis (KAMIYAMA, 1993).

**Figura 3.10** - Esquema de um tanque séptico de câmara única



Fonte: Gomes (2015).

Reações bioquímicas ocorrem nos tanques sépticos, através da interferência de microrganismos, os quais participam ativamente no decréscimo da matéria orgânica. Portanto os tanques sépticos são reatores biológicos anaeróbios, nos quais o esgoto é tratado na ausência de oxigênio livre (ambiente anaeróbio), onde há formação de uma biomassa anaeróbia (lodo anaeróbio) e formação de biogás, composto principalmente de metano e gás carbônico (ÁVILA, 2005).

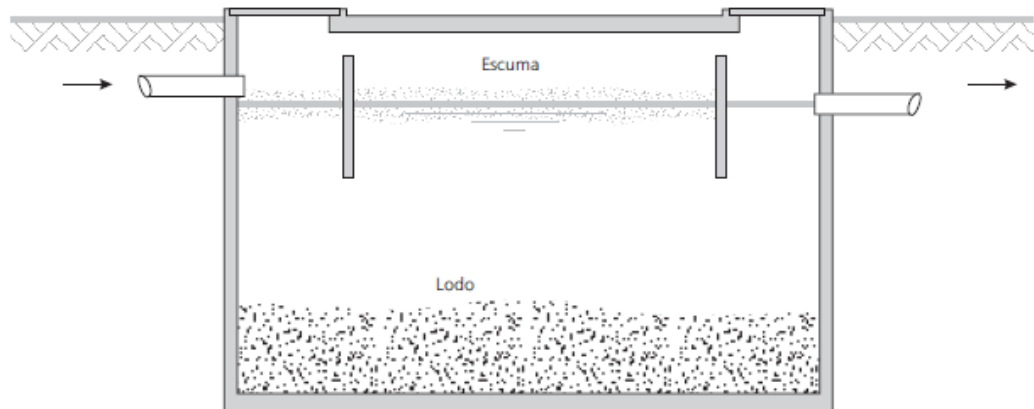
Chernicharo (2016) classifica os tanques sépticos em três tipos: câmara única, câmaras em série e câmaras sobrepostas.

Na Figura 3.11, está apresentado o corte longitudinal do tanque séptico de câmara única.

Os tanques de câmaras em série divididas por uma parede interna janelada constituem um único tanque coberto, formando duas câmaras em série no fluxo horizontal. A primeira deve ser maior que a segunda, como consequência, haverá maior acúmulo de lodo e, por isso,

ocorrerá também significativa remoção de matéria orgânica presente no esgoto. A segunda câmara permite uma maior eficiência na remoção de sólidos suspensos, garantida pela sedimentação mais efetiva e menos turbulenta, propiciando eficiência global bem maior do que uma câmara única de mesmo volume. Assim, em tanques com dois compartimentos em série, o primeiro favorece a digestão e o segundo favorece a decantação, de forma sequencial (ANDRADE NETO *et al.*, 1999b).

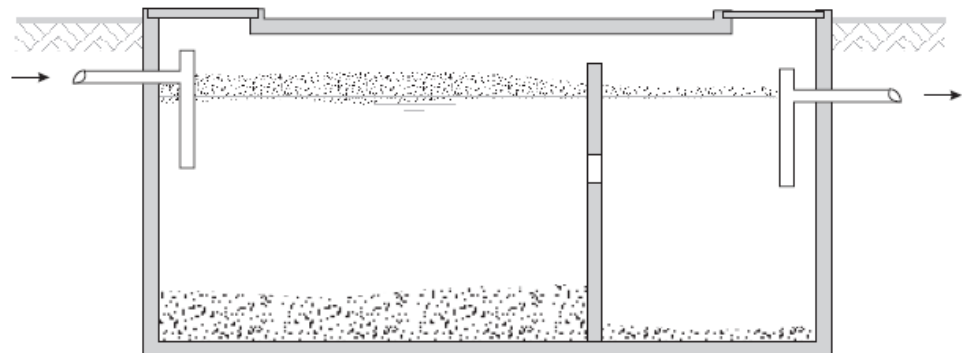
**Figura 3.11** - Tanque séptico de câmara única (corte longitudinal)



Fonte: Andrade Neto *et al.* (1999b).

Na Figura 3.12, está apresentado o corte longitudinal do tanque séptico de câmaras em série.

**Figura 3.12** - Decanto-digestor de câmaras em série (corte longitudinal)

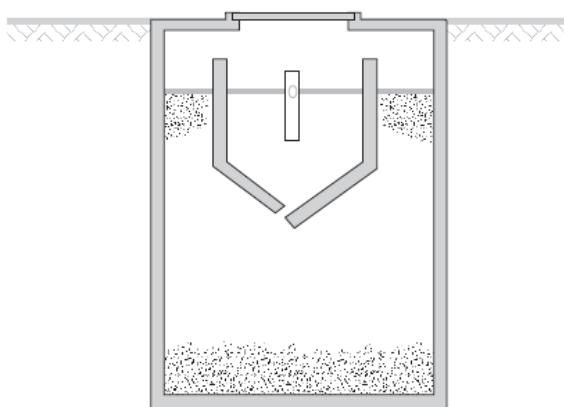


Fonte: Andrade Neto *et al.* (1999b).

Na configuração com câmaras sobrepostas, verifica-se a divisão em dois compartimentos verticais sobrepostos. A parte superior do tanque favorece a sedimentação dos sólidos sem que haja interferência dos gases gerados no compartimento inferior, onde ocorre a digestão e o acúmulo de resíduos (CHERNICHARO, 2016).

O corte transversal do tanque séptico de câmaras sobrepostas está apresentado na Figura 3.13.

**Figura 3.13** - Tanque séptico de câmaras sobrepostas (corte transversal)



Fonte: Andrade Neto *et al.* (1999b).

Propostas recentes de modificações nos projetos do tanque séptico têm sido apresentadas para melhora do seu desempenho, diante da necessidade de soluções de tratamento de águas residuais descentralizadas mais eficientes e confiáveis.

Um modelo em escala piloto de um tanque séptico foi projetado e operado sob dois arranjos diferentes. Primeiramente foram instalados oito defletores no tanque séptico e, na segunda configuração, placas perfuradas foram instaladas entre os defletores, a fim de aumentar a velocidade de fluxo ascendente da água residual. Para um mesmo tempo de detenção hidráulica de 48h e temperatura de 25°C, no primeiro arranjo foram obtidas remoções de DBO, DQO e SST, respectivamente de 62%, 72% e 59%, enquanto na configuração com as placas perfuradas, o tanque séptico apresentou remoções de DBO, DQO e SST, de 89%, 91% e 83%, respectivamente (HAYDAR *et al.*, 2018).

Abbassi *et al.* (2018) avaliaram o desempenho de um tanque séptico modificado com volume total de 5.700 litros, quatro câmaras de mesmo tamanho, conectadas em série, com as três primeiras operando sob condições anaeróbias. A quarta câmara consistia de um compartimento aerado, de forma mecânica, e decantador projetado de tal forma que o lodo sedimentado fosse recirculado e retornasse para a primeira câmara. Dois desses tanques

sépticos, construídos em concreto armado, foram avaliados paralelamente. O primeiro foi projetado como um sistema de crescimento suspenso, enquanto no outro, todas as câmaras, exceto a primeira, foram preenchidas com meio plástico corrugado. As concentrações de SST e turbidez foram significativamente menores no tanque com material suporte, e ambos os sistemas alcançaram taxas de remoção de DBO maiores de 95%.

A eficiência dos tanques sépticos se situa no intervalo de 40% a 70% na remoção de DBO ou DQO, e 50% a 80% na remoção de sólidos suspensos totais (SST). Essa eficiência depende de vários fatores, principalmente: carga orgânica volumétrica, carga hidráulica, geometria, compartimento e arranjo das câmaras, dispositivos de entrada e saída, temperatura e condições de operação (ANDRADE NETO *et al.*, 1999b).

Os tanques sépticos de câmara única ou câmaras sobrepostas possuem eficiência no intervalo de 30% a 50% na remoção de DBO, e as de câmara em série têm eficiência na faixa de 35% a 65%. Para a remoção de sólidos suspensos, a eficiência fica em torno de 60% (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

O tratamento de esgoto por meio do tanque séptico convencional não apresenta alta eficiência, principalmente no tocante à remoção de patógenos, porém produz efluente de qualidade razoável, que pode ser encaminhado a um pós-tratamento complementar, de preferência aquele que remove matéria orgânica dissolvida (ÁVILA, 2005). A NBR 13.969 (ABNT, 1997) cita a utilização de diferentes tecnologias associadas ao tanque séptico, como unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos oriundos deste. Dentre essas tecnologias propostas, estão: filtro anaeróbio, filtro aeróbio submerso, filtro de areia, valas de filtração, lodo ativado por batelada, lagoa com plantas aquáticas e cloração.

### **3.3.7 Filtro Anaeróbio**

O filtro anaeróbio consiste em um reator no qual a matéria orgânica se estabiliza por meio da ação de microrganismos que ficam retidos nos interstícios ou aderidos ao material suporte constituinte do leito pelo qual escoam o efluente líquido (CAMPOS e DIAS, 1989).

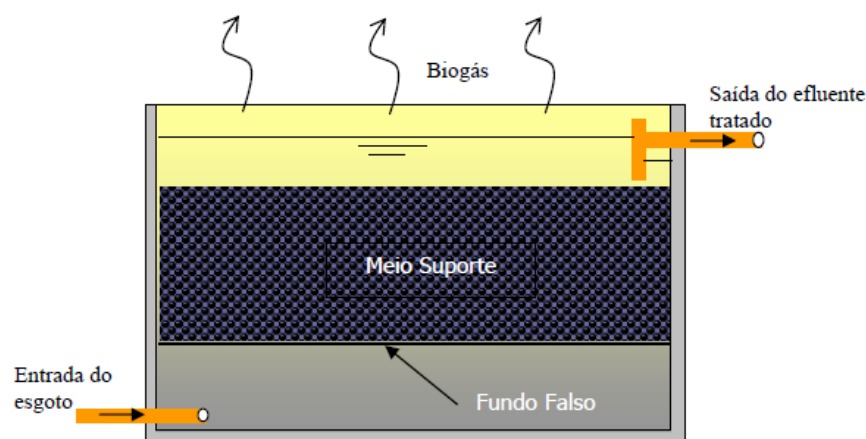
Nas superfícies das peças dos materiais de enchimento, os microrganismos se fixam e ocorre seu desenvolvimento na forma de um biofilme. Há também o agrupamento de microrganismos na forma de grânulos nos interstícios do material suporte. O esgoto escoam pelos espaços vazios do leito filtrante, em contato com o lodo ativo retido. Dessa forma, podem ser descritos como reatores biológicos com fluxo dos despejos líquidos através do lodo anaeróbio ativo, com a biomassa aderida e retida em um leito fixo (ANDRADE NETO *et al.*, 1999a).

O interesse pelo filtro anaeróbio data do final da década de 1960, quando Young e McCarty (1969) publicaram resultados de pesquisa obtidos ao operarem um reator anaeróbio alimentado com esgoto sintético e verificaram uma eficiência superior a 80% da remoção de DBO.

Os filtros anaeróbios têm tido aplicação crescente no tratamento de diferentes efluentes domésticos e industriais. Usualmente são operados com fluxo vertical, tanto ascendente como descendente, sendo o de fluxo ascendente o mais utilizado. Na dinâmica de funcionamento do filtro de fluxo ascendente, o despejo líquido é introduzido pela base (fundo falso) que flui através de uma camada de material de enchimento (meio suporte), sendo descartado pela parte superior. No caso do fluxo descendente, distribui-se o esgoto na parte superior do filtro, imediatamente acima do meio suporte, e a saída do despejo líquido se dá na parte inferior do reator. Nos filtros de fluxo descendente, é comum a prática da recirculação do efluente, podendo ser utilizados com meio suporte afogado ou não afogado (CHERNICHARO, 2016).

Na Figura 3.14, está apresentado o corte longitudinal do filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

**Figura 3.14** - Corte longitudinal do filtro anaeróbio de fluxo ascendente



Fonte: Ávila (2005).

A escolha do sentido do fluxo do esgoto por meio do leito implica em diferenças funcionais nas configurações de filtros anaeróbios, conseqüentemente ocorrerão indicações distintas de aplicação em função das características do afluente, conforme observado no Quadro 3.2.

Quadro 3.2 - Características gerais dos filtros anaeróbios de fluxo ascendente e descendente

Fluxo Ascendente	Fluxo Descendente
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maior retenção de lodo em excesso</li> <li>• Alta eficiência propiciada pelos lodos em sustentação hidráulica e o bom tempo de contato</li> <li>• Baixa perda de sólidos arrastados pelo efluente</li> <li>• Indicados para esgotos com baixa concentração de sólidos suspensos</li> <li>• Maior risco de entupimento dos interstícios</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Facilidade para remoção do lodo em excesso</li> <li>• Menor risco de colmatção do leito</li> <li>• Podem tratar esgotos com maior concentração de sólidos</li> <li>• Indicado para baixas e altas cargas orgânicas</li> <li>• Os filtros com leito não afogado apresentam baixa eficiência</li> </ul>

Fonte: Andrade Neto *et al.* (1999a).

As unidades de filtro biológico anaeróbio se apresentam como alternativa para o pós-tratamento do efluente oriundo do tanque séptico. A fração líquida do esgoto percola através de um leito de pedras, usualmente brita 4 ou 5, podendo ser usado outro material inerte, no qual haverá o contato com culturas de microrganismos anaeróbios aderidos a esse meio suporte. O acúmulo da biomassa nos vazios e no meio suporte promove intensa atividade biológica que permite uma eficiência global de remoção da DBO na faixa de 70% a 80% no efluente do tanque séptico (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

Os efeitos do tempo de detenção hidráulica e da temperatura no desempenho da remoção de poluentes do filtro anaeróbio foram examinados por pesquisadores. Bouted e Ratanatamskul (2018) operaram filtros anaeróbios preenchidos com aparas de polietileno e um aquecedor elétrico como fonte de calor para o sistema, ao tratarem o esgoto coletado de um prédio de escritórios na província de Phitsanulok, na Tailândia. Os TDHs variaram entre 9, 18 e 27 horas, enquanto as temperaturas das águas residuais foram de 30°C, 35°C, 40°C e 45°C, através do aquecimento elétrico. A partir dos resultados, verificou-se que o sistema operado com TDH de 27 horas e temperatura de 35°C obteve as maiores eficiências de remoção para SS, DQO, NTK (nitrogênio total Kjeldahl) e fósforo total ( $P_{tot}$ ) de 67,71%; 61,35%; 51,20% e 20,08%, respectivamente.

Em outro experimento, em escala piloto, um sistema de filtros anaeróbios composto por quatro colunas de policloreto de polivinila (PVC), cuja altura variava entre dois e três metros e diâmetro interno de vinte centímetros, tratou esgoto doméstico e mostrou o incremento na eficiência do reator anaeróbio com a elevação do TDH e da temperatura, todavia, com o aumento da taxa de carga orgânica, houve redução do desempenho do filtro (LADU e LÜ, 2014).



Para Van Haandel e Lettinga (1994), um dos obstáculos na adoção dos filtros anaeróbios em escala real se refere ao custo do material de enchimento da mesma ordem de grandeza da própria construção do reator. Diante dessa situação, destacam-se da experiência brasileira, pesquisas interessantes sobre materiais alternativos para suporte de leito filtrante. Em substituição à pedra britada, foram estudados materiais alternativos como gomos de bambu, escória de alto-forno e tijolos cerâmicos vazados comuns. Além da boa eficiência obtida no processo de tratamento, deve-se ressaltar: baixo custo, durabilidade, grande área superficial específica e fácil reposição dos materiais pesquisados (ANDRADE NETO *et al.*, 1999a).

Em um experimento realizado na Escola de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), esgoto não tratado foi coletado da rede de águas residuais do *campus* e encaminhado para quatro filtros anaeróbios de fluxo ascendente, feitos de aço inoxidável, no formato cilíndrico e com fundo cônico. O material utilizado para o preenchimento dos filtros foi cascas de coco, apoiadas em uma grade de bambu. Esses filtros proporcionaram uma eficiência de  $65 \pm 15\%$  em relação à DBO e DQO e, quando associados a filtros de areia, foi atingida uma eficiência do conjunto superior a 95%, cujo efluente estava em conformidade com as legislações brasileiras e europeias (TONON *et al.*, 2015).

López-López *et al.* (2013) ao desenvolverem pesquisa, estabeleceram condições operacionais ideais para um filtro anaeróbio de fluxo ascendente preenchido com uma rocha vulcânica abundante no México, de baixo custo e alta porosidade. Tais condições de operação resultaram em remoções de DQO superiores a 80%, sendo a temperatura o mais importante fator para alcançar maiores eficiências.

Ao utilizarem anéis de bambu como meio suporte de filtros anaeróbios, instalados na estação de tratamento de esgotos do bairro Graminha, no município de Limeira, em São Paulo, Camargo e Nour (2001) constataram uma alternativa financeiramente viável e a relativa eficiência da utilização do bambu como meio de preenchimento, cujo desempenho de redução de DQO variou de 60 a 80%, semelhante ao encontrado na literatura para os vários tipos de materiais comumente usados.

Suportes plásticos também surgem como alternativa de material de enchimento para o leito filtrante ao apresentarem maior porosidade de leito com concomitante aumento da área específica para adesão microbiana. Devido à redução de peso, pela utilização de materiais mais leves, podem-se empregar leitos mais altos com menores custos construtivos. A utilização dos suportes plásticos garante maior porosidade da camada suporte e minora o efeito de colmatagem ou entupimento do leito, bastante frequente nesses reatores (SANT'ANNA JR., 2011). Esse problema é mais recorrente nos filtros anaeróbios de fluxo ascendente com leito de pedras e

britas. Devem ser previstos dispositivos de limpeza a fim de promover a remoção periódica do lodo em excesso retido no meio filtrante e, por conseguinte, a minimização do efeito de colmatção do meio suporte (ANDRADE NETO *et al.*, 1999a).

No Brasil, a NBR 13.969 (ABNT, 1997) preconiza a utilização de filtros anaeróbios para pós-tratamento de efluente de tanque séptico, no entanto, esses filtros vêm sendo aplicados para polimento de efluentes de grandes decanto-digestores e de reatores anaeróbios de manta de lodo com vazões acima de 40 L/s (GONÇALVES *et al.*, 2001).

A referida norma elenca condições gerais e específicas para as diversas configurações dos filtros anaeróbios, ressaltando os seguintes aspectos construtivos e operacionais:

- Os filtros anaeróbios podem ser construídos em concreto armado, plástico de alta resistência ou fibra de vidro de alta resistência. Quando do cálculo estrutural, devem ser previstas cargas de solo, pessoas, carros;
- Um filtro anaeróbio pode ser associado a um conjunto de tanques sépticos ou a apenas um único tanque séptico;
- A laje do fundo falso deve possuir furos com diâmetro de 2,5 cm, com espaçamento de 15 cm entre si. A somatória das áreas dos furos deve corresponder no mínimo a 5% da área do fundo falso. Na inviabilidade de construção do fundo falso, todo o volume do leito pode ser preenchido por material suporte, sendo o esgoto afluyente introduzido até o fundo do filtro e distribuído por toda a base através de tubos perfurados;
- O material utilizado como meio suporte do filtro pode ser brita nº 4 ou nº 5 (com dimensões mais uniformes possíveis), peças de plástico (em anéis ou estruturados), ou outros materiais resistentes ao meio agressivo. A área específica do material filtrante não deve ser considerada como parâmetro na sua escolha;
- No caso de se utilizar material plástico como leito filtrante, a laje do fundo falso pode ser substituída por telas em aço inoxidável ou por próprio material já estruturado;
- O volume útil do leito filtrante deve ser no mínimo igual a 1.000 L e sua altura, já incluída a altura do fundo falso, deve-se limitar a 1,20 m. A altura do fundo falso somada a espessura da laje deve ser limitada a 0,60 m;
- A perda de carga hidráulica entre o nível mínimo no tanque séptico e o nível máximo no filtro anaeróbio é estimada em 0,10 m;
- A distribuição de esgoto no fundo do filtro deve ser feita tubos verticais com bocais perpendiculares distantes 0,30m do fundo plano. Cada bocal de distribuição deve

abranger uma área inferior a  $3,0 \text{ m}^2$  do fundo do filtro. Outra forma de distribuição dos esgotos é através de tubos de PVC ou concreto perfurados, instalados sobre o fundo inclinado do filtro. As perfurações nos tubos devem possuir diâmetro de 1,0 cm e distância entre si de 20,0 cm;

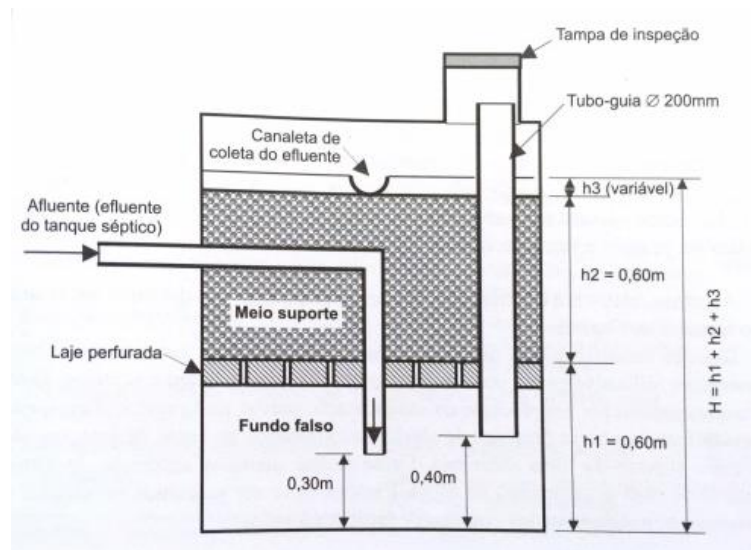
- A coleta de efluentes do reator deve ser feita por meio de canaletas ou tubos perfurados;
- Os filtros devem possuir um dispositivo para permitir a drenagem dos mesmos em fluxo descendente. Para filtros com fundo falso, deve-se prever um tubo-guia de 200 mm de diâmetro para cada  $3,0 \text{ m}^2$ . Para filtros com distribuição de esgotos através de tubos perfurados instalados no fundo, estes devem ter declividade de 1% em direção ao poço de drenagem;
- A operação de limpeza do filtro anaeróbio deve ser realizada quando for observada a obstrução do leito filtrante. Deve-se utilizar uma bomba de recalque introduzindo-se o mangote de sucção por meio do tubo-guia, no caso do filtro dispuser deste. Nos filtros sem fundo falso, a drenagem deve ser realizada colocando-se o mangote no poço de sucção existente na caixa de entrada. Para os dois casos, quando constatado o insucesso da operação para a remoção do lodo, água deve ser lançada sobre a superfície do leito filtrante, drenando-a novamente, com cuidado para não “lavar” completamente o filtro, retardando a partida da operação após a limpeza;
- Os despejos resultantes da limpeza do filtro devem ser lançados em estações de tratamento de esgotos e, em hipótese nenhuma, seu descarte pode ser em cursos de água ou nas galerias de águas pluviais.

De maneira geral, os resultados de operação dos filtros anaeróbios, seja em escala de laboratório, piloto ou protótipo, demonstram a possibilidade de utilização desse tipo de reator para tratamento de esgotos sanitários e de despejos industriais cuja carga é constituída em sua maior parte de materiais solúveis e que apresentam baixo teor de materiais suspensos (CAMPOS e DIAS, 1989).

Os filtros anaeróbios são uma das associações mais vantajosas para o pós-tratamento dos efluentes dos tanques sépticos, tendo sido muito utilizadas, com bons resultados, em edificações e empreendimentos habitacionais localizados em áreas urbanas não dotadas de sistema público de esgotamento sanitário. A eficiência do conjunto permite uma remoção da DBO de 80% a 85% (JORDÃO e ALEM SOBRINHO, 2009).

O corte do filtro anaeróbio de fluxo ascendente está apresentado na Figura 3.15.

**Figura 3.15** - Corte - Filtro Anaeróbico de Fluxo Ascendente



Fonte: Adaptado de NBR 13.969 (ABNT, 1997) *apud* Chernicharo (2016)

O sistema tanque séptico associado ao filtro anaeróbico tem sido largamente utilizado para pequenas populações, mas há uma tendência recente na utilização de reatores de manta de lodo, principalmente por fatores econômicos, como opção no tratamento anaeróbico de esgoto (VON SPERLING, 2014).

### 3.3.8 Reator Anaeróbico de Manta de Lodo

O Reator Anaeróbico de Manta de Lodo, também chamado de Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente (DAFA) foi desenvolvido em meados de 1970, na Universidade holandesa de Wageningen, pelo Professor Lettinga e seus colaboradores. Esse tipo de reator é o mais utilizado dos tratamentos anaeróbios de esgoto a taxa elevada. Existem unidades em escala real implantadas em diferentes países de clima tropical e subtropical, e para regiões de clima moderado, estudos em escala piloto foram realizados (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Outras denominações usadas são Reator Anaeróbico com Fluxo Ascendente (RAFA) e, no meio técnico-científico, utiliza-se a sigla original: reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Os reatores UASB, como unidades únicas ou seguidas de alguma forma de pós-tratamento, constituem-se na principal tendência atual de tratamento de esgotos no Brasil (VON SPERLING, 2014).

No reator UASB, ocorre um processo biológico de tratamento com biomassa dispersa, no qual os compostos orgânicos são biodegradados, através de digestão anaeróbia, resultando na produção de biogás e na manutenção de um consórcio bacteriano (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2004).

O funcionamento do sistema consiste no fluxo ascendente do esgoto através de um leito de lodo denso e de alta atividade. No entanto, ocorre uma variação no perfil dos sólidos presentes no reator. Próximo ao fundo (leito de lodo), a densidade é elevada, com partículas granulares com grande capacidade de sedimentação. Já na região próxima ao topo do reator (manta de lodo), o lodo se apresenta disperso e leve. Nas zonas de reação (leito e manta de lodo) a matéria orgânica será estabilizada, e o fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás promoverá a mistura no sistema (CHERNICHARO, 2016). A formação desse lodo no fundo do reator, onde haverá grande atividade biológica, garantirá a alta eficiência do sistema (SEGHEZZO *et al.*, 1998).

Mediante uma trajetória ascendente, a água residual ingressa no fundo do reator UASB e entra em contato com o leito de lodo, causando a adsorção de grande parte da matéria orgânica pela biomassa. Formam-se gases (principalmente metano e gás carbônico), decorrentes da atividade anaeróbia, e as bolhas de biogás resultantes também apresentam uma tendência ascendente. Para impedir a saída de biomassa, junto com o efluente, do sistema e proporcionar sua retenção, na parte superior do reator existe uma estrutura com as funções de separação e acúmulo de gás e retorno dos sólidos (biomassa), denominada separador trifásico, por separar líquido, sólido e gases, e comumente apresenta forma de tronco de pirâmide ou cone invertido (VON SPERLING, 2014).

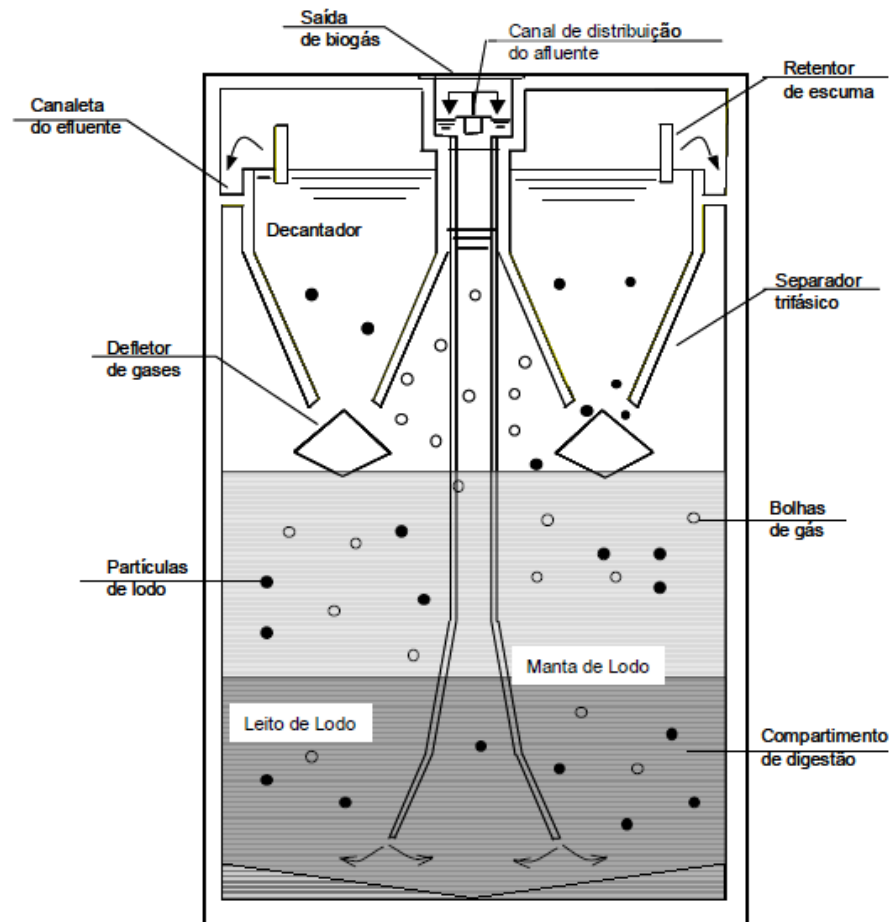
Pode-se afirmar que o separador trifásico combina os atributos da eficiência (captura de sólidos e facilidade de separação e retirada do gás) com um baixo grau de complexidade em instalações compactas (SANT'ANNA JR., 2011).

Um separador de fases eficiente leva à retenção de lodo e à decorrente elevação do tempo médio de retenção de sólidos, parâmetro esse, fundamental na determinação da eficiência do tratamento anaeróbio. A simples instalação de placas paralelas inclinadas a 45° acima do separador pode dobrar a capacidade de tratamento do reator (SANTOS *et al.*, 2016).

Os reatores podem possuir o formato da base retangular ou circular, e a altura do equipamento varia entre 4,0 e 5,0 metros (CHERNICHARO, 2016).

Na Figura 3.16, pode ser observada a representação esquemática do reator UASB.

**Figura 3.16** - Representação esquemática do reator UASB



Fonte: Versiani (2005).

De acordo com Jordão e Pessôa (2017), a fim de minorar fatores adversos à boa eficiência do UASB, tais como: formação de caminhos preferenciais que diminuem o contato do afluente com a biomassa, formação de zonas mortas e colmatção ou entupimento de sistemas de distribuição, recomendações devem ser observadas no desenvolvimento de um projeto, dentre as quais:

- Remoção de sólidos grosseiros e flutuantes: recomenda-se a instalação na entrada do sistema de gradeamento eficiente, preferencialmente grades ultrafinas, com espaçamento de até 6 mm (indicado pela ABNT para vazão superior a 100L/s, admitindo espaçamento de até 12 mm para vazão inferior a este valor). Portanto será evitada a entrada no reator de grandes quantidades de trapos, fibras, sólidos sedimentáveis e material graxo flutuante e consequentemente não ocorrerá redução do volume útil do digestor, nem variação da qualidade do efluente, no caso da espuma;

- Remoção de areia: é fundamental remover previamente a areia na fase preliminar do tratamento. A presença de areia acumulada no interior do reator causa entupimento dos orifícios e ramais de distribuição do esgoto;
- Distribuição adequada do esgoto afluyente: O reator é alimentado pelo fundo da estrutura, da seguinte forma: o esgoto desarenado aflui a uma caixa de distribuição, localizada na parte superior sobre a laje superior do UASB, de onde descem tubos verticais de distribuição, aduzindo o esgoto até o fundo do tanque, para então conduzi-lo até a distribuição ascensional. No caso dessa partilha não ser uniforme e ser feita de forma individual, somada com um tratamento preliminar deficiente, haverá uma distribuição irregular no interior da unidade, decorrente de entupimento dos orifícios dos tubos. Recomenda-se o diâmetro preferencial de 75 ou 100 mm para os tubos de distribuição, e uma área da ordem 2 a 3 m<sup>2</sup> por ponto de entrada alimentado por tubulação individual;
- Velocidade ascensional no interior do reator: nas zonas de sedimentação e de transição deve ser mantida uma velocidade do esgoto compatível com a forma de escoamento desejado até ser atingido o vertedor de coleta do efluente, onde será caracterizada uma taxa de vazão superficial;
- Acúmulo de espuma: para se evitar perda de matéria graxa no efluente, deve-se retirar ou reinjetar a espuma formada no interior do reator. Transtornos operacionais também poderão ser causados a uma eventual unidade de polimento do efluente tratado, além da geração de maus odores;
- Volume do reator: relacionado de forma direta com o tempo de permanência hidráulica e a carga orgânica aplicada. A experiência mostra que, para esgotos domésticos, podem ser utilizados tempos de permanência de 6 a 10 horas. Ao contrário dos digestores anaeróbios de baixa taxa, como tanques sépticos e lagoas anaeróbias, a operação de um UASB requer curto tempo de retenção hidráulica, retenção de sólidos com incorporação de biomassa, permitindo uma melhor estabilização do lodo (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005 *apud* CHONG *et al.*, 2012).

Segundo Kato *et al.* (1999), o UASB desempenha de forma simultânea várias funções que em estações de tratamento com tecnologia aeróbia convencional seriam realizadas em tanques separados. No UASB, a parte sólida retida, seja o lodo do esgoto e parte da biomassa presente, será digerida, resultando na estabilização do lodo. Na condição de reator, também

ocorrerão reações para o processamento da parte solúvel do esgoto. Portanto, de forma sumária, em um UASB estão presentes de forma simultânea e compacta, um decantador primário, um reator biológico, um decantador secundário e um digestor de lodo.

Como todo sistema de tratamento anaeróbio de esgoto, o reator UASB teve aplicação particularmente em regiões de clima quente. Uma baixa temperatura do esgoto contribui para o mau desempenho do reator, caracterizado pelo aumento das frações de DQO no efluente e no lodo gerado, além da diminuição da parcela transformada em metano. Contudo existem medidas para aumentar o desempenho dos sistemas de tratamento anaeróbio à baixa temperatura, dentre as quais, crescimento da massa do lodo, ao se aumentar o volume do reator, melhor retenção de sólidos no tratamento preliminar e reciclagem do lodo, de forma que sua massa seja mantida em valor máximo dentro do reator (SANTOS *et al.*, 2018a).

No Quadro 3.3, são elencadas as vantagens e desvantagens no uso dos reatores de manta de lodo.

**Quadro 3.3** - Vantagens e desvantagens no uso de reatores de manta de lodo

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sistema compacto, com baixa demanda de área</li> <li>• Baixo custo de implantação e operação</li> <li>• Baixa produção de lodo</li> <li>• Baixo consumo de energia</li> <li>• Eficiência de remoção de DBO e DQO, da ordem de 65 a 75%</li> <li>• Possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações</li> <li>• Elevada concentração e boa desidratabilidade do lodo excedente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Possibilidade de emissão de maus odores</li> <li>• Baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas</li> <li>• Elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema</li> <li>• Necessidade de uma etapa de pós-tratamento (polimento)</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2016).

A eficiência de remoção de DBO situada em torno de 70% implicará na hipótese de exigência de maiores valores na eficiência, em sistemas de pós-tratamento (aeróbios ou anaeróbios) mais compactos, visto que cerca de 70% da carga orgânica foi removida de forma prévia. Ademais, caso sejam utilizados sistemas de aeração no pós-tratamento, o consumo de energia será menor, em virtude da menor carga afluente à etapa de polimento, e a produção de lodo será menor (VON SPERLING, 2014).

Santos *et al.* (2017) avaliaram os benefícios em escala piloto de um reator UASB, seguido de processo oxidativo avançado (POA) do tipo Fenton, na degradação da cor e DQO de efluente sintético da indústria têxtil. Com os resultados, foram verificadas remoções de DQO



e da cor de 82,0% e 96,1%, respectivamente, apenas no reator, construído de policloreto de polivinila (PVC), com 100 mm de diâmetro, 1,5 m de altura e volume útil de 11,55 L, operado por 119 dias, contados desde a aclimação.

Em outra pesquisa, um conjunto composto por um reator UASB sucedido por um sistema de alagados de escoamento horizontal subsuperficial compreendendo duas unidades em paralelo (50 habitantes cada), foi avaliado para o tratamento de águas residuárias geradas na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais. Durante um período de quatro anos de operação do conjunto, amostras semanais dos efluentes do reator UASB e das unidades do sistema de alagados foram avaliadas. No reator, projetado para tratar uma vazão de 30 m<sup>3</sup>/dia de esgoto bruto, foram obtidas remoções de DQO, DBO e SST, de 57%, 72% e 81%, respectivamente (COSTA *et al.*, 2018).

Em trabalho desenvolvido por Santos *et al.* (2018b), foi proposta uma nova configuração do reator UASB, em substituição ao tradicional tanque séptico, como uma alternativa para o tratamento de esgoto descentralizado, em escala familiar, de fácil construção e operação (unidade modular), construído a baixo custo. Um reator simples de 250 litros, de formato cilíndrico e construído em fibra de vidro, foi capaz de tratar eficientemente o esgoto correspondente ao de uma família, cuja taxa de remoção de matéria orgânica superou o desempenho do tanque séptico ou da combinação desse com o filtro anaeróbio.

Geralmente os efluentes de reatores anaeróbios exigem um pós-tratamento, como um meio para enquadrar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental visando à proteção dos corpos hídricos receptores (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2009). Esse estágio de polimento visa garantir a qualidade do efluente em termos de matéria orgânica e nutrientes, posto os danos ambientais causados pela descarga destes poluentes remanescentes nos mananciais de água receptores (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Já o elevado tempo necessário para a partida do sistema se apresenta como grande inconveniente. Composição do esgoto, volume, adoção de inoculo, parâmetros ambientais (temperatura, pH, teor de nutrientes), parâmetros operacionais (taxa de carregamento e tempo de retenção hidráulica) e, por último, mas não menos importante, a configuração do digestor (geometria e tamanho) influenciam no tempo de partida do sistema. A redução desse tempo de partida associada ao cultivo de biomassa granular de boa qualidade é um dos principais parâmetros para o aumento da competitividade desse processo, pois facilitará a obtenção da taxa de carregamento projetada o mais rápido possível (GHANGREKAR *et al.*, 1996).

Essa granulação do lodo anaeróbio se torna extremamente importante, pelo fato dos grânulos suportarem o biofilme ativo e fornecerem a flutuabilidade e a capacidade do contato

vigoroso grânulo-líquido no interior do reator (ABBASI e ABBASI, 2012). Além disso, as altas velocidades de sedimentação desse lodo, que atingem comumente valores em torno de 60 m/h, são consideravelmente maiores do que as usuais velocidades de ascensão do líquido (inferior a 2 m/h), dissociando os tempos de retenção de sólidos e da fase líquida, de tal forma, que são obtidos tempos médios de detenção dos sólidos da ordem de centenas de dias (POL *et al.*, 2004). A alta atividade metanogênica é uma importante característica dos lodos granulares (SANT'ANNA JR., 2011).

O tempo de desenvolvimento da manta de lodo granular pode chegar a vários meses, mas este pode ser abreviado através da inoculação do novo reator com lodo ativo proveniente de um reator UASB em plena atividade. Temperaturas superiores a 20°C, na presença de material solúvel de fácil degradação, favorecem a formação da manta de lodo (METCALF e EDDY, 2016).

Vieira (1984) ressalta a necessidade reduzida de espaço para a implantação do UASB, tornando viável sua implantação em regiões de alta concentração urbana ou em locais onde a disponibilidade e custos do terreno impeçam a construção de lagoas de estabilização. Os digestores ocupam áreas até 500 vezes menores que as exigidas para as lagoas. Como exemplo, para tratar o esgoto de uma população de 10.000 habitantes, o digestor necessitaria de um volume de apenas 330 m<sup>3</sup> e os gases produzidos no processo seriam da ordem de 110.000 m<sup>3</sup>/ano, equivalentes a uma capacidade energética aproximada de 75 m<sup>3</sup>/ano de óleo diesel.

Entretanto a recuperação de energia a partir do biogás produzido em reatores anaeróbios que tratam esgotos domésticos ainda está em estágio inicial. Enquanto pequenos reatores UASB apenas liberam o biogás, a sua maioria queima o biogás, a fim de reduzir o odor e a emissão de gases de efeito estufa. Em ambas as situações, o potencial energético do biogás é simplesmente desperdiçado. Essa energia não aproveitada poderia ser utilizada para o funcionamento dos aeradores em um eventual pós-tratamento do sistema e corroborar o uso do biogás como fonte de energia renovável e descentralizada, consonante ao conceito de desenvolvimento sustentável (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Dentre os fatores limitadores do uso do biogás estão: viabilidade econômica, dependência das condições locais, armazenamento e distribuição, baixo investimento governamental e dificuldade das pequenas unidades em negociar créditos de carbono (SALOMON e LORA, 2009).

Os sistemas anaeróbios pelas suas características de simplicidade operacional, baixo custo e menor geração de lodo residual, aliados a elevadas temperaturas ambientais, predominantes em território brasileiro, ratificam sua utilização no tratamento de esgotos. Todavia, os parâmetros de qualidade dos seus efluentes geralmente ultrapassam os limites impostos pela legislação ambiental. Apesar disso, o tratamento anaeróbio alcança elevadas eficiências na forma de tratar esgotos domésticos e industriais, e quando sucedido por um sistema aerado, acarreta na remoção complementar de matéria orgânica e nutrientes, além de um equilíbrio na composição dos investimentos de execução dos sistemas de tratamento de esgotos.

### 3.4 Tratamento Aeróbio

O tratamento aeróbio constitui um processo biológico de estabilização do material orgânico na presença de oxigênio livre (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

Para Fernandes e Souza (2001), o mecanismo dessa estabilização ocorre pela biodegradação dos componentes orgânicos pelos microrganismos aeróbios. Basicamente, o processo de degradação aeróbia passa por duas etapas: a oxidação da matéria carbonácea biodegradável com consequente aumento da biomassa bacteriana e, posteriormente, a oxidação do material microbiano celular pelos próprios microrganismos, representada nas Equações 3.3 e 3.4.

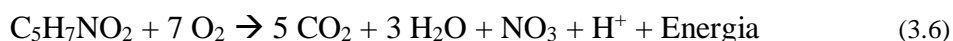
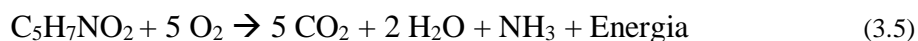


Matéria orgânica transformada



Na assimilação biológica inicial de matéria orgânica, mais da metade é oxidada e o restante é assimilado como nova biomassa, para posteriormente ser oxidado por respiração endógena. Podem ser utilizados processos de tratamento aeróbios de crescimento suspenso ou aderido (filme fixo), demandantes de tempo de contato suficiente entre o esgoto e os microrganismos heterotróficos, oxigênio e nutrientes (METCALF e EDDY, 2016).

Nas Equações 3.5 e 3.6,  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$  é utilizado para representar o material celular dos microrganismos.



Um sistema projetado para não atingir o estágio de nitrificação está representado na Equação 3.5, enquanto na Equação 3.6 o processo realiza a nitrificação. Na teoria, 50% da alcalinidade consumida pela nitrificação é recuperada pela desnitrificação. Na ocorrência de queda excessiva do pH devido à nitrificação, o sistema pode passar por um período de desnitrificação, ao se desligar os aeradores ou se adicionar cal ao lodo para o restabelecimento do pH (FERNANDES e SOUZA, 2001).

Dentre os aspectos positivos do processo aeróbio, Teixeira e Alem Sobrinho (1981) destacam: maior facilidade de operação, dispensando certos cuidados quanto à digestão anaeróbia, diminuição dos valores de DBO no líquido sobrenadante, redução de sólidos voláteis (SV) praticamente igual à obtida na digestão anaeróbia, dispensabilidade da etapa de aquecimento, custos iniciais de investimento inferiores aos da degradação anaeróbia e formação de um produto final inodoro e biologicamente estável, com maior facilidade de disposição, e dentre os aspectos negativos, são destacados por Jordão e Pessôa (2017) os seguintes: custo operacional alto devido aos gastos com a energia consumida, impossibilidade no aproveitamento do gás e dificuldade na secagem do lodo digerido em comparação ao lodo do processo anaeróbio, devido à sua pior filtrabilidade.

Dos processos biológicos aeróbios de tratamento de esgoto, destacam-se os biofiltros aeróbios submersos, as lagoas de estabilização aeróbias e, notadamente, os sistemas de lodos ativados.

### **3.4.1 Biofiltro Aeróbio Submerso**

Denominado também de Biofiltro Aerado Submerso (BAS), surgiu na Europa, na década de 1980, como tecnologia de tratamento de esgoto sanitário, constituindo-se de uma unidade de filtração biológica aerada, com característica semelhante ao filtro biológico clássico ao ocorrer percolação com eliminação biológica dos poluentes, e em parte semelhante ao filtro rápido clássico utilizado no tratamento de água, pela ocorrência do processo de filtração física com retenção de partículas sólidas, e remoção do material retido por contra-lavagem (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

Para Chernicharo (2016), o biofiltro aerado submerso é constituído com um material poroso, através do qual o esgoto e o ar fluem de forma permanente. Na maioria dos processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-os como reatores trifásicos compostos por:

- Fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que se desenvolvem, sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- Fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento, através do meio poroso;
- Fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em reduzida escala, pelos gases, subprodutos da atividade biológica.
- Segundo Gonçalves *et al.* (2001), existem duas principais variantes dos biofiltros aerados: Biofiltro (BF) com meio granular: realizam no mesmo reator, a remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão presentes nos esgotos. Além de servir de meio suporte para os microrganismos, o material granular constitui-se em um meio filtrante eficiente. Esse tipo de filtro necessita de lavagens periódicas para eliminar o excesso de biomassa acumulada, diminuindo as perdas de carga hidráulica através do meio. Durante a lavagem, com alimentação de esgoto interrompida ou não, realizam-se várias descargas hidráulicas sequenciais de ar e água de lavagem.
- Filtro biológico aerado submerso (FBAS): possui leito estruturado e se caracteriza pelo mesmo tipo de enchimento utilizado no filtro biológico percolador. Pelo fato de não possuir enchimento do tipo granular, como no BF, não retém a biomassa em suspensão resultante da filtração e necessita de decantador secundário. Opera com fluxo ascendente ou descendente e o fornecimento de ar para aeração ocorre por meio de difusores de bolhas grossas, instalados na parte inferior do filtro e alimentados por sopradores. Essa alimentação é semelhante para FBAS e BF.

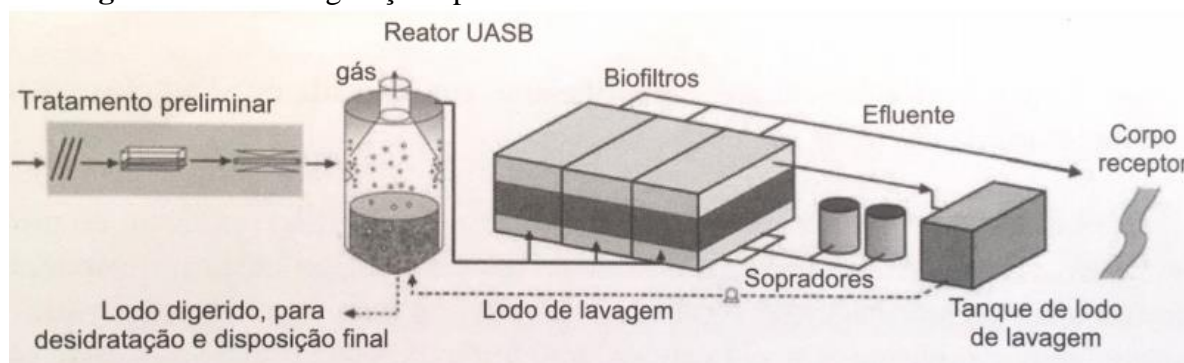
No Brasil, a associação em série do biofiltro aerado submerso a reatores do tipo UASB é utilizada como solução para tratar esgotos em pequenos e médios municípios. Derivados de simplificações dos processos similares europeus surgiram no Brasil, novos biofiltros, dando origem a ETEs compactas, com baixo custo de implantação, operação e manutenção, que dispensam mão de obra qualificada e apresentam baixos índices de consumo energético e de produção de lodos, além da necessidade de pequenas áreas para implantação (BOF *et al.*, 2001).

Hirakawa *et al.* (2002) ao desenvolverem estudos em uma unidade piloto constituída por um reator UASB seguido por BAS, nas instalações da CETESB, em São Paulo, obtiveram uma eficiência média do biofiltro na remoção de matéria orgânica expressa em DQO total de 63%, com valor médio de 39 mg/L e valores de DBO entre 6 e 17 mg/L.

Uma ETE compacta formada da associação de UASB e BAS, em Linhares, no Espírito Santo, com capacidade para 5.000 habitantes foi monitorada e apresentou satisfatório desempenho operacional baseado pelas eficiências obtidas na remoção de sólidos suspensos (SS), DBO e DQO, respectivamente equivalentes a 93%, 94% e 86% (BOF *et al.*, 2001).

A Figura 3.17 mostra a configuração de um sistema convencional composto por unidades de tratamento preliminar (grade, desarenador e medidor de vazão), reator UASB e biofiltros aerados. O lodo de lavagem dos biofiltros é recolhido em um tanque de armazenamento, sendo bombeado para o UASB fora do horário de pico de vazões, e o lodo produzido no UASB já sai adensado e estabilizado, apto para desidratação e disposição final.

**Figura 3.17** - Configuração típica de ETE com reator UASB e biofiltro aerado submerso



Fonte: Chernicharo (2016).

Os biofiltros aerados submersos atingem boa eficiência de nitrificação e podem ser modificados para a remoção biológica de nitrogênio, mediante a incorporação de uma zona anóxica no reator, situada abaixo dos pontos de injeção de ar (VON SPERLING, 2014).

### 3.5 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização constituem-se em uma das técnicas mais simples para tratamento de esgoto mediante processos naturais com vistas à melhoria da qualidade da água (REY *et al.*, 2018).

Esses processos visam principalmente à remoção de matéria orgânica. Todavia, com algumas adequações no fluxograma e na geometria das lagoas, altas taxas de eficiência na remoção de organismos patogênicos podem ser alcançadas, especificamente dos seus principais indicadores (coliformes termotolerantes e ovos de helmintos), além da obtenção significativa de remoção de nitrogênio e até mesmo de fósforo (VON SPERLING *et al.*, 2003).

Nos países de clima tropical, as lagoas de estabilização operam naturalmente à temperatura ambiente, que é alta (25°C a 28°C), e favorece a remoção de microrganismos. A depender do tipo de projeto, pode-se conseguir a eliminação total dos patógenos. Suas construções baseiam-se em escavações pouco profundas, cercadas por taludes de terra e geralmente possuem formato retangular ou quadrado, especialmente em regiões onde há terras disponíveis e de baixo valor financeiro (MENDONÇA, 2000).

Em trabalho desenvolvido por Espinosa *et al.* (2017), foi avaliado o desempenho de 388 lagoas de estabilização, em diferentes configurações, localizadas nos Estados Unidos, Brasil, Bolívia e Equador. O desempenho das configurações para a conformidade das metas relativas à concentração de coliformes termotolerantes no efluente foi variável. As lagoas facultativas e os sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas apresentaram os menores níveis de conformidade com os objetivos estabelecidos. Isso faz sentido, visto que essas configurações não são projetadas para eliminar os indicadores fecais e patógenos, pois carecem de unidades de pós-tratamento como lagoas de maturação, *wetlands* ou desinfecção. Os sistemas compostos por lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação, e o pós-tratamento (*wetland*, desinfecção, etc) precedido de lagoas de estabilização (anaeróbias, aeradas, facultativas) obtiveram os melhores resultados referentes à maior eficiência de remoção de coliformes termotolerantes.

Mesmo sob condições climáticas adversas como as encontradas no Ártico canadense, quando no verão, a temperatura chega a 5°C, as lagoas de estabilização podem atender aos padrões de tratamento de águas residuais, desde que sejam adequadamente dimensionadas, projetadas e operadas para tais circunstâncias ambientais severas (RAGUSH *et al.*, 2017).

O sistema de lagoas de estabilização é a única tecnologia natural de tratamento de esgoto a cumprir com as diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS) para irrigação irrestrita sem a necessidade de desinfecção adicional no reúso dos efluentes tratados na agricultura (MENDONÇA e MENDONÇA, 2016).

Na realidade brasileira, as lagoas de estabilização se destacam dentre os processos de tratamento biológico de esgotos sanitários mais utilizados no país, decorrente do seu baixo custo de implantação e principalmente pela simplicidade operacional. A disponibilidade de áreas e o clima brasileiro também favorecem e credenciam esses processos como ideais para utilização em cidades de pequeno e médio porte do Brasil (GONÇALVES, 1999).

O objetivo principal de um sistema de lagoas de estabilização, como diz o próprio nome, é estabilizar, ou seja, transformar o material orgânico presente nas águas residuárias em produtos mineralizados, por meio de processos de tratamento baseados na atividade metabólica

de microrganismos, particularmente bactérias e algas. As algas ao produzirem oxigênio através da fotossíntese, fornecem esse oxigênio às bactérias responsáveis pela oxidação do material orgânico biodegradável. De modo alternativo, quando da ausência de oxigênio, microrganismos anaeróbios transformam o material orgânico em biogás, por intermédio da digestão anaeróbia. Como resultado do tratamento biológico, anaeróbio e aeróbio, ocorre uma redução acentuada na concentração de material orgânico e consequentemente a obtenção de um efluente final com reduzido valor de DBO. Entretanto o longo tempo de detenção do líquido, ou tempo de detenção hidráulica necessário para se completar o tratamento, demanda grandes volumes e tanques das lagoas (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Essa exigência de alto tempo de detenção acarreta em uma vantagem indireta, pois a maior permanência do líquido no sistema de lagoas ocasiona a remoção dos patógenos (VON SPERLING, 1999).

Um fator determinante no desempenho hidráulico de uma lagoa, responsável pela redução do seu volume, é o acúmulo de lodo no seu fundo. Por intermédio de análise de dinâmica de fluidos computacional, indicou-se o impacto negativo da distribuição e no volume do lodo na eficiência e capacidade de tratamento do esgoto (QUEDRAOGO *et al.*, 2016)

Mendonça (1990) elenca as principais vantagens dos sistemas de lagoas de estabilização, dentre as quais:

- Baixo custo;
- Consumo energético nulo;
- Fácil tecnologia construtiva;
- Podem absorver aumentos bruscos de cargas hidráulicas ou orgânicas;
- Produção de efluente de alta qualidade, com excelente redução de microrganismos patógenos;
- Elevada estabilização da matéria orgânica;
- Possibilidade de tratar despejos industriais biodegradáveis (matadouros, laticínios, indústria de frutas).

Um sistema de tratamento de dejetos suínos, em Concórdia, no estado de Santa Catarina, composto por um biodigestor acoplado a um sistema de lagoas de estabilização foi abastecido de forma intermitente com lodo ( $3,0 \text{ m}^3/\text{dia}$ ) proveniente das atividades de suinocultura e obteve, durante avaliação de um período de dez meses, eficiência de redução de DQO da ordem de 98%. Em relação aos nutrientes, houve remoção nas concentrações de fósforo total ( $P_{\text{tot}}$ ) e NTK (nitrogênio total Kjeldahl) de 98,6% e 89,8%, respectivamente



(VIVAN *et al.*, 2010). Syperreck *et al.* (2006) trabalharam com um sistema formado por uma sequência de sete lagoas de estabilização para tratar águas residuárias de uma fecularia, situada no município paranaense de Marechal Cândido Rondon. Para um tempo de detenção aproximado de 30 dias, o sistema de lagoas promoveu redução de 96,3% de DQO e 96,4% de DBO. Ainda durante os cinco meses da pesquisa, os valores de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) apresentaram redução de 67,0%; 58,3% e 72,3%, respectivamente.

No Quênia, país situado na África Oriental, quatro lagoas de estabilização de águas residuais apresentaram um alto potencial para remover compostos farmacêuticos. Diferentes etapas de tratamento com microrganismos aeróbios e anaeróbios junto a uma grande exposição solar levaram a uma eficiência de remoção de pelo menos 90% para cerca de 70% dos compostos. Apesar da elevada eficácia das lagoas em remover anti-inflamatórios e analgésicos, alguns antibióticos e antirretrovirais utilizados no tratamento de pacientes com HIV mostraram-se mais persistentes. Nesse caso, seria necessária uma etapa de polimento via lagoas secundárias para os fármacos mais resistentes (K'OREJE *et al.*, 2018).

Em geral, as lagoas de estabilização classificam-se em: anaeróbias, facultativas, aeradas facultativas, de maturação e de polimento.

### **3.5.1 Lagoas anaeróbias**

Nas lagoas anaeróbias, a estabilização ocorre na ausência de oxigênio dissolvido através dos processos de digestão ácida e fermentação ácida, de forma análoga aos digestores anaeróbios e tanques sépticos (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

Nestas lagoas, o principal mecanismo de eliminação dos microrganismos ocorre pela sedimentação. Os ovos de helmintos decantam pelo seu próprio peso e os vírus, bactérias e protozoários sedimentam, são aderidos ou absorvidos por sólidos decantáveis ou são arrastados por estes durante sua sedimentação. Uma vez no lodo, as condições anaeróbias de decomposição da matéria orgânica e a ação dos predadores causam a morte destes microrganismos. Porém sua eliminação é pouco eficiente e dependente do tempo de detenção hidráulica.

As lagoas anaeróbias são projetadas usualmente em associação com lagoas facultativas ou aeradas mecanicamente. Possuem a finalidade de oxidar compostos orgânicos complexos antes do tratamento por intermédio de outros tipos de lagoas.

Não dependem da ação fotossintética das algas e podem dessa forma ser construídas com profundidades maiores que as outras lagoas, com variação de três a cinco metros (MENDONÇA, 2000).

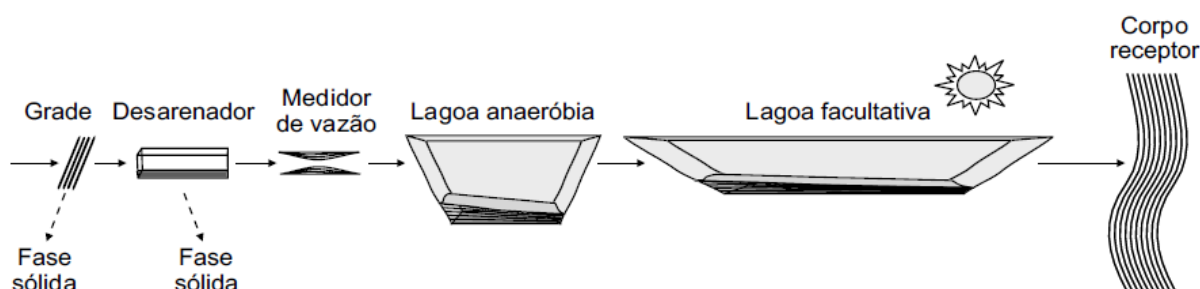
Nuvolari *et al.* (2011) citam uma pesquisa realizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) no ano de 1981, na qual foram analisadas as condições de sete sistemas de lagoas de estabilização no estado de São Paulo, sendo quatro anaeróbias de formato retangular. Quanto à eficiência dessas lagoas na remoção de coliformes termotolerantes, foram relatados valores de eficiência da ordem de 67% a 94%, com média de 85,3%. Para um período de permanência de apenas 2 a 5 dias na lagoa anaeróbia, a decomposição da matéria orgânica ocorre de forma parcial.

Apesar dessa insuficiente remoção de DBO, da ordem de 50% a 70%, ocorre uma contribuição sobremaneira no alívio de carga lançada para a lagoa facultativa situada a jusante (VON SPERLING, 2014).

Por receber uma carga de esgoto bruto atenuada pela lagoa anaeróbia, o requisito de área total (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa) é reduzido em torno de 1/3, comparado a uma lagoa facultativa única (VON SPERLING *et al.*, 2003).

A Figura 3.18 mostra o fluxograma típico de um sistema de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa.

**Figura 3.18** - Sistema: lagoa anaeróbia – lagoa facultativa



Fonte: Von Sperling *et al.* (2003).

### 3.5.2 Lagoas facultativas

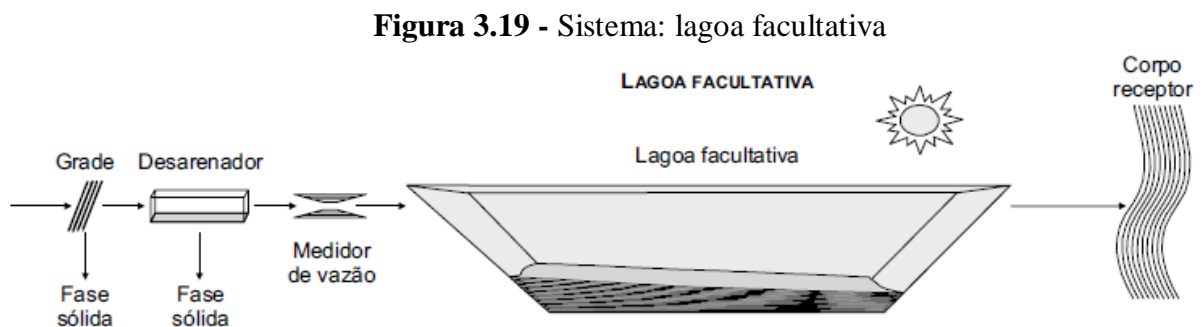
As lagoas facultativas podem classificar-se em lagoas primárias e secundárias. Quando recebem esgoto bruto, são denominadas primárias. Uma lagoa secundária é aquela que recebe o efluente de unidade de tratamento antecedente, tal como lagoas anaeróbias (VON SPERLING, 2014).

Possuem profundidade variável de 1,5 a 2,5 metros, com áreas relativamente grandes. A profundidade mínima das lagoas facultativas primárias deve ser igual a 1,5 metro, enquanto as secundárias não devem ter profundidades inferiores a 1,2 metro. Seu funcionamento ocorre pela ação das algas e bactérias, com a influência da luz solar e da fotossíntese. A matéria orgânica contida nos despejos se estabiliza em parte, transformando-se em matéria mais estável

na forma de células de águas, e em parte transformando-se em produtos inorgânicos finais que saem com o efluente. Essas lagoas recebem o nome de facultativas, devido às condições aeróbias mantidas na superfície e o ambiente anaeróbio mantido na parte inferior onde a matéria orgânica sedimenta (MENDONÇA, 2000).

Essa matéria orgânica (DBO particulada) sedimentada vem a constituir o lodo de fundo na zona anaeróbia, que sofrerá o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertido lentamente em gás carbônico, água, metano e outros. Depois de certo período de tempo, permanece na camada do fundo, somente a fração inerte (não biodegradável). Não há problemas de mau cheiro, pois o gás sulfídrico gerado sofre oxidação, na camada aeróbia superior, mediante processos químicos e bioquímicos (VON SPERLING, 2002).

A Figura 3.19 apresenta o fluxograma típico de um sistema de lagoa facultativa primária.



Fonte: Von Sperling *et al.* (2003).

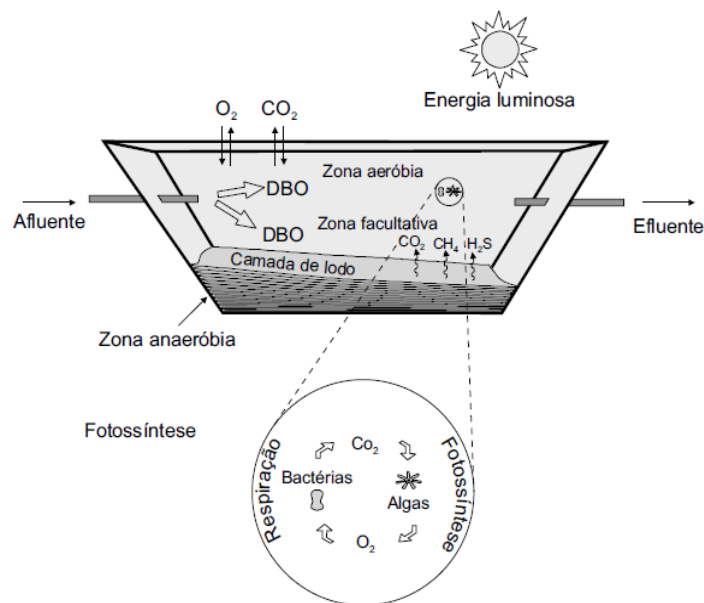
Na massa líquida, permanece de forma dispersa, a matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel) em conjunto com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada). As bactérias facultativas, detentoras da capacidade de sobreviver tanto na presença quanto na ausência de oxigênio, degradam essa matéria orgânica e a utilizam como fonte de energia, alcançada na através da respiração. O oxigênio necessário para a respiração aeróbia é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas, havendo assim, um perfeito equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico (VON SPERLING, 2014).

Uma derivação da lagoa facultativa é a lagoa aerada facultativa, cuja principal diferença está na forma de suprimento de oxigênio, obtida através de aeradores, representada na Figura 3.21. Devido à introdução de mecanização, as lagoas aeradas demandam de um maior nível de manutenção e operação, comparadas com as facultativas, menores requisitos de área, além da introdução de consumo de energia elétrica (VON SPERLING, 2002).

Em estudo realizado ao Sul da província canadense de Manitoba, caracterizada por estações bem definidas e mudanças extremas de temperatura, lagoas facultativas obtiveram desempenho de remoção de nitrogênio e fósforo similar às lagoas aeradas (SMYTH *et al.*, 2018).

Na Figura 3.20, é mostrado de forma simplificada o funcionamento de uma lagoa facultativa e, na Figura 3.21, o funcionamento de lagoa aerada facultativa.

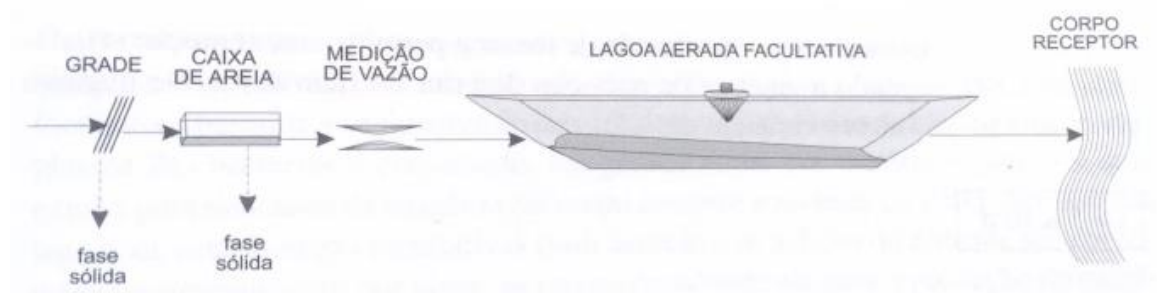
**Figura 3.20** - Esquema simplificado de uma lagoa facultativa



Fonte: Von Sperling *et al.* (2003).

Geralmente, em um sistema convencional de lagoas de estabilização, após as lagoas anaeróbia e facultativa, existem ainda uma ou mais lagoas adicionais, com ambiente predominantemente aeróbio, denominadas lagoas de maturação, destinadas ao tratamento aeróbio complementar e melhoria da qualidade microbiológica do efluente (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

**Figura 3.21** - Sistema: lagoa aerada facultativa



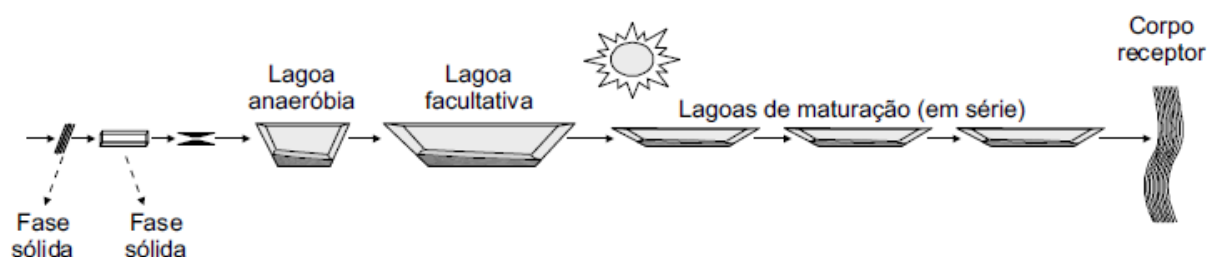
Fonte: Von Sperling (2002).

### 3.5.3 Lagoas de maturação

Nas lagoas de maturação, predominam condições ambientais adversas para bactérias patogênicas, como radiação ultravioleta, elevado pH, elevada concentração de OD, temperatura mais baixa que a do corpo humano, falta de nutrientes e predação por outros organismos. Constituem-se em um pós-tratamento de processos que removem a DBO, sendo usualmente projetadas como uma série de lagoas ou como uma lagoa única dividida por chicanas. Sua eficiência na remoção de coliformes termotolerantes é elevadíssima (VON SPERLING, 2002).

Na Figura 3.22, está representado um sistema de lagoas de estabilização seguidas por lagoas de maturação em série.

**Figura 3.22** - Sistema: lagoa anaeróbia – lagoa facultativa – lagoas de maturação



Fonte: Von Sperling *et al.* (2003).

Seu principal objetivo é a remoção de organismos patogênicos, tornando-se uma alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração. Podem atingir eficiência na remoção de coliformes termotolerantes, da ordem de 99,99%, e deixar apto o efluente para utilização direta na irrigação ou para a manutenção de diversos usos no corpo receptor (VON SPERLING *et al.*, 2003).

São construídas sempre após uma lagoa facultativa ou uma planta de tratamento convencional. Apresentam profundidades menores que as lagoas facultativas, com variação de 0,6 a 1,5 metro (MENDONÇA, 2000).

### 3.5.4 Lagoas de polimento

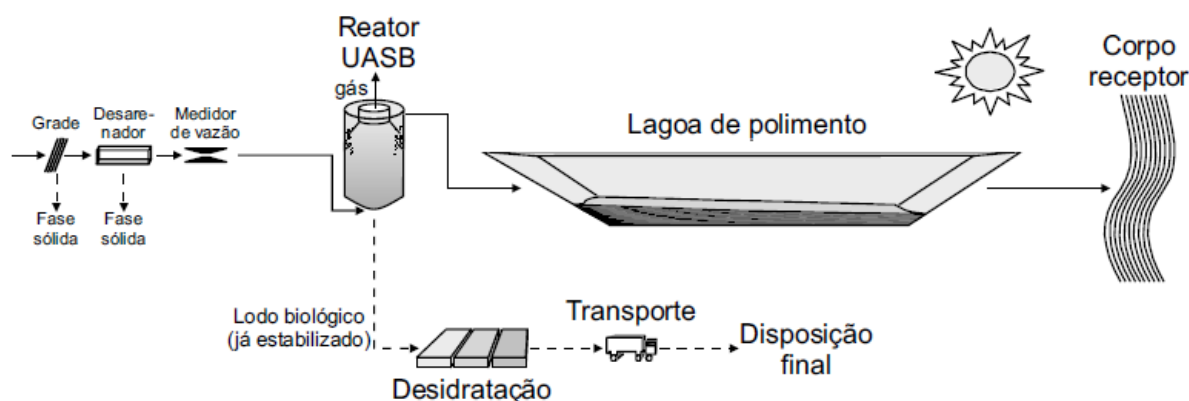
As lagoas não mecanizadas que recebem o efluente de reatores anaeróbios, notadamente os reatores UASB, são denominadas de lagoas de polimento, como forma de diferenciar das concepções clássicas das lagoas facultativas e de maturação. Esse tipo de pós-tratamento objetiva a remoção adicional de DBO, de nutrientes e organismos patogênicos. A associação

de reatores UASB e lagoas de polimento torna-se extremamente aplicável para países em desenvolvimento e de clima quente (VON SPERLING, 2002).

Do ponto de vista econômico, a configuração reator UASB seguida por lagoa de polimento se apresenta como uma alternativa bastante interessante, principalmente quando se tem limitações de área para implantação de um sistema convencional de lagoas de forma isolada. Ademais, problemas de maus odores oriundos das lagoas de estabilização, podem ser evitados em estações, pois o reator UASB pode ser implantado com controle de odor (CHERNICHARO, 2016).

A Figura 3.23 mostra a lagoa de polimento como pós-tratamento de efluente do reator UASB.

**Figura 3.23** - Sistema: reator UASB – lagoa de polimento



Fonte: Von Sperling *et al.* (2003).

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), quando da utilização de lagoas de estabilização para o pós-tratamento de um reator UASB, a carga orgânica do efluente do reator será baixa e o objetivo principal da lagoa passa a ser a redução do número de organismos patogênicos e eventualmente, da concentração de nutrientes. A eficiência desejada da remoção desses patógenos dependerá das características do reator UASB e da concentração máxima permitida no efluente final.

Lima *et al.* (2005) avaliaram o desempenho da irrigação na produção de alface, ao utilizar efluente tratado de cinco formas diferentes, dentre as quais, duas lagoas de polimento precedidas de um reator UASB. O experimento foi conduzido na localidade Sítio Pau D'Arco, município de Lagoa Seca, estado da Paraíba. O efluente da lagoa de polimento mostrou-se adequado para a cultura da alface ao apresentar concentração de coliformes termotolerantes em torno de 200 UFC/100mL, além da não detecção de ovos de helmintos.

Em outra pesquisa desenvolvida na Universidade Estadual Paulista (UNESP), foram avaliados o desempenho de dois reatores anaeróbios operados em batelada sequencial, instalados em série, em escala-piloto (volumes de 280 L e 140 L, respectivamente), para o tratamento de águas residuárias de suinocultura, seguidos por duas lagoas de polimento (volume de 1.000 L, cada) em série. As eficiências médias de remoção para TDH acima de 29,5 dias foram de 80% para o NTK e  $P_{(tot)}$ , e de 99,7% para os coliformes termotolerantes (DUDA e OLIVEIRA, 2009).

### 3.6 Sistema de lodos ativados

O sistema de lodos ativados é comumente utilizado para o tratamento biológico de esgotos domésticos e industriais. Seu desenvolvimento ocorreu em 1914, na Inglaterra pelos pesquisadores Arden e Lockett, ao verificarem o papel fundamental do lodo, nos resultados obtidos por aeração, em experimentos na Estação de Tratamento de Esgotos de Manchester (METCALF e EDDY, 2016).

A essência do processo de lodos ativados consiste na integração entre as unidades do tanque de aeração (reator biológico aeróbio), do decantador secundário e da linha de recirculação do lodo. Na situação do sistema de lodos atuar como pós-tratamento de efluente anaeróbio, ao invés de se ter o decantador primário, tem-se o reator anaeróbio (CHERNICHARO, 2016).

Esse sistema se baseia na recirculação do lodo. Quando o efluente passa pelo reator aerado, ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em algumas condições, de nitrogênio e fósforo. Em seguida, no decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), gerando o lodo de fundo, e permitindo a saída do efluente final clarificado. Parte desses sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário recircula para o reator, tal que se mantenha uma desejada concentração de biomassa do mesmo, a qual é responsável pela elevada eficiência do sistema (VON SPERLING *et al.*, 2001). Para a manutenção do equilíbrio no sistema, faz-se necessária a retirada do lodo biológico excedente, extraído diretamente do reator ou da linha de recirculação, cujo excesso deve passar por tratamento adicional compreendido por adensamento, digestão e desidratação (VON SPERLING, 2014).

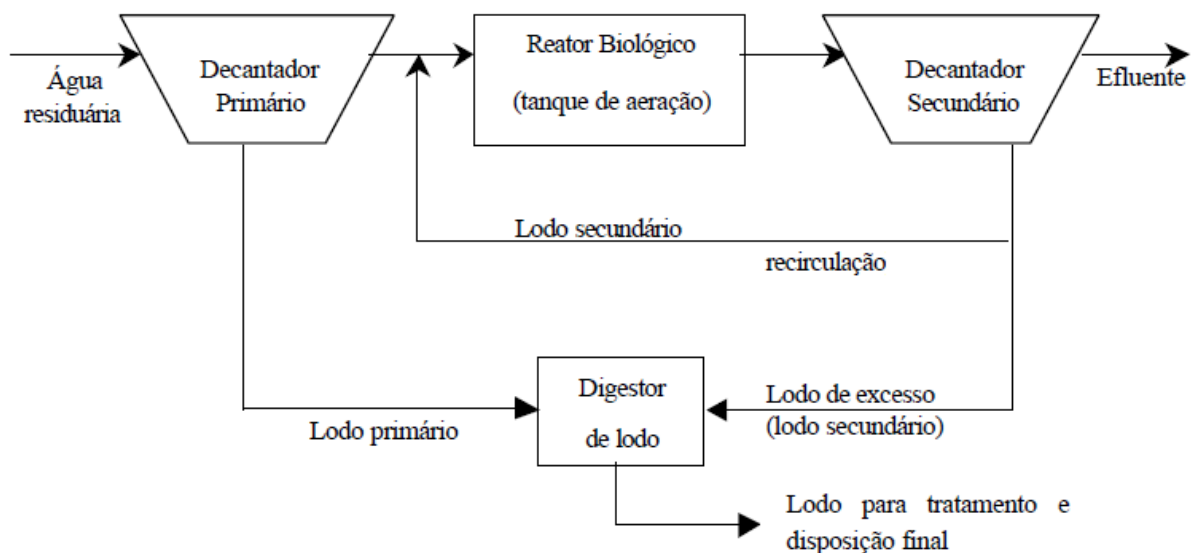
Uma variação com os mesmos princípios do sistema de lodos ativados é o valo de oxidação, com períodos de aeração maiores que os dos processos convencionais e características da modalidade de aeração prolongada. Apresentam elevada remoção de DBO e

DQO, grande capacidade de redução de nutrientes e mineralização do lodo remanescente (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

O valo de oxidação consiste em um canal na forma elíptica ou de anel, composto de equipamentos com dispositivos para aeração e mistura equipados. O esgoto bruto após passar pelo gradeamento e caixa de areia é alimentado no canal e misturado com o lodo ativado de retorno (METCALF e EDDY, 2016). Geralmente são sucedidos por unidades de decantação e cloração.

O esquema básico de um sistema de lodos ativados operado de forma contínua está apresentado na Figura 3.24.

**Figura 3.24** - Representação esquemática do sistema de lodos ativados



Fonte: Mendonça (2002).

Jordão e Pessoa (2017) destacam pontos favoráveis e alguns contrários em relação aos sistemas de lodos ativados. Dentre as vantagens, podem-se relacionar: maior eficiência de tratamento, maior flexibilidade de operação e menor requisito de área. Entre as desvantagens estão: operação mais delicada, necessidade de completo controle laboratorial e custo maior de operação. Van Haandel e Marais (1999) evidenciam a boa qualidade do efluente final como característica positiva do processo, no entanto relatam a elevada produção de lodo e os altos custos de implantação, operação e manutenção do sistema como pontos negativos.

Ao analisar o desempenho de um sistema combinado (escala piloto) constituído por reator anaeróbio de leito expandido seguido por sistema de lodos ativados, utilizado no tratamento de esgoto sanitário, Mendonça (2002) obteve valores do sistema quanto à remoção



de DQO total e DQO filtrada de 82% e 80%, respectivamente, para um TDH médio de 9,2 horas. Quanto à remoção de sólidos, o sistema combinado, localizado no *campus* de São Carlos da Universidade de São Paulo, apresentou eficiência média de 43% de sólidos totais, 83% de sólidos suspensos totais e 13% de sólidos dissolvidos totais.

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Locais de implementação da pesquisa**

A pesquisa foi desenvolvida em dois condomínios multifamiliares situados em regiões ainda desprovidas de rede de esgotamento sanitário, no município de Aracaju, estado de Sergipe.

Os condomínios em questão foram escolhidos pela possibilidade de acesso às caixas de inspeção, para coleta das amostras de águas residuárias, além do fato de um condomínio fazer uso de processo anaeróbio de tratamento de esgotos, enquanto o outro, utilizar processo combinado de tecnologia anaeróbia e aeróbia ao tratar seus efluentes.

Foram coletadas amostras do afluente e efluente dos seus sistemas de tratamento individual de esgotos, para posterior análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos e comparação desses valores aos obtidos em quatro estações de tratamento do esgoto do município.

### **4.2 Caracterização da área de trabalho**

#### **4.2.1 Condomínio Residencial Multifamiliar A**

O condomínio A, cuja ocupação ocorreu há três anos, está situado no bairro Japãozinho, zona Norte do município de Aracaju, já na área limítrofe com o município de Nossa Senhora do Socorro. Possui população, de acordo com o IBGE (2010a), de mais de oito mil habitantes. Sua comunidade de baixa renda apresenta diversos problemas socioeconômicos e a principal via de acesso ao bairro é a Avenida General Euclides Figueiredo.

Em relação ao empreendimento, este se constitui como um condomínio verticalizado com 216 apartamentos distribuídos em 10 torres com quatro pavimentos cada. Do total de apartamentos, 209 unidades possuem 2 quartos e as 7 unidades restantes apresentam 1 quarto. As áreas úteis dos apartamentos variam de 35 a 45 m<sup>2</sup> e, dessa forma, enquadra o empreendimento como popular, voltado para a população de baixa renda, cuja receita familiar varia de 0 a 3 salários mínimos.

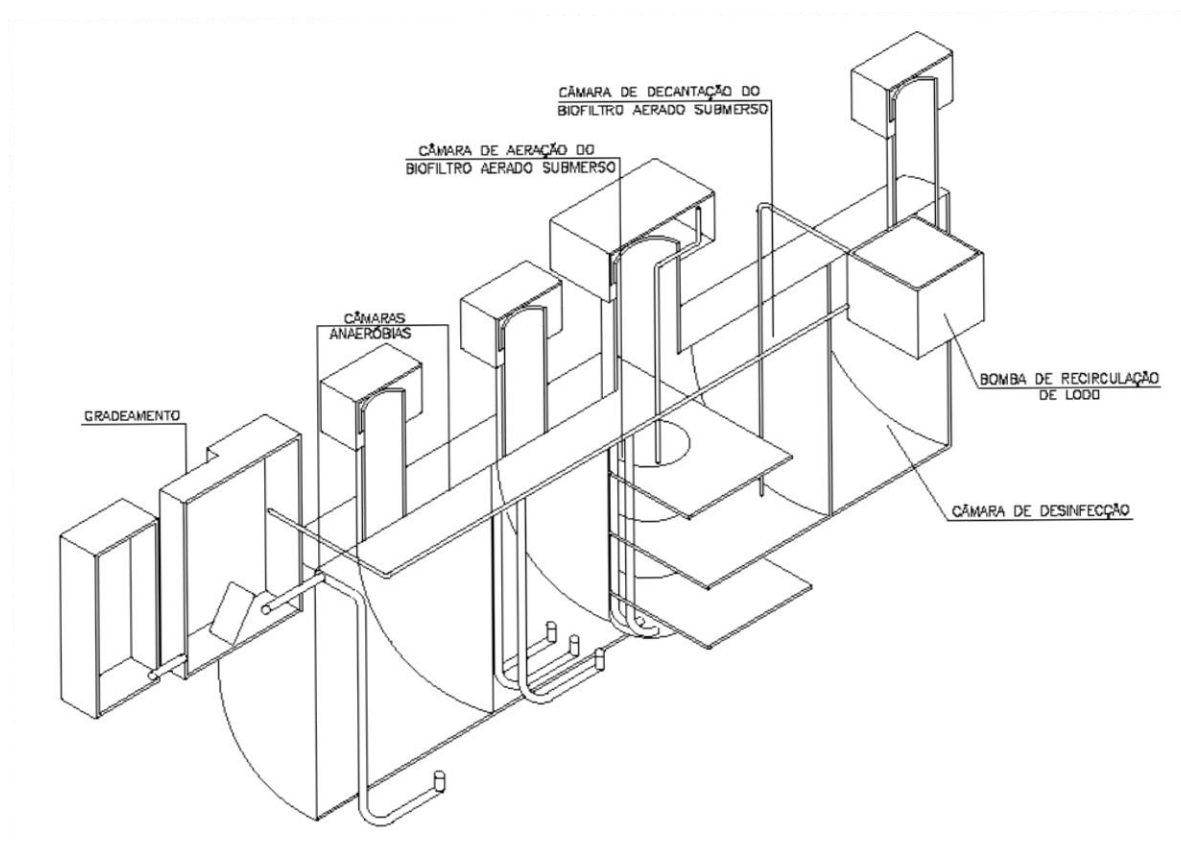
##### **4.2.1.1 Descrição do Sistema de Tratamento**

O sistema de tratamento do esgoto do condomínio A é composto por um módulo cilíndrico confeccionado em fibra de vidro compacto constituído por duas câmaras anaeróbias de fluxo ascendente consecutivas, seguidas de uma câmara aeróbia, correspondente a um biofiltro aerado

submerso (BAS), conectado a uma câmara de decantação secundária. O último compartimento do sistema é a câmara de desinfecção, na qual a ação dos patógenos é atenuada por meio da utilização de pastilhas de hipoclorito de sódio. Após o tratamento, o efluente é lançado na rede pública de águas pluviais. As principais vantagens do sistema compacto são: pequeno custo de construção, operação e manutenção, baixo consumo de energia, simplicidade de operação e baixo impacto no ambiente a ser inserido (GONÇALVES *et al.*, 2010).

Este sistema compacto de tratamento pode ser visualizado na Figura 4.1.

**Figura 4.1** - Perspectiva – sistema individual compacto de tratamento de esgoto



Fonte: Adaptado do projeto (2014).

#### 4.2.1.2 Etapas do Sistema de Tratamento

Inicialmente, o esgoto bruto do condomínio A é submetido ao tratamento preliminar, por intermédio de gradeamento, instalado na entrada do sistema, para remoção dos sólidos grosseiros.

Segundo Von Sperling (2014), o gradeamento tem finalidade principal de proteção dos dispositivos de transporte dos esgotos (bombas e tubulações), das unidades de tratamento subsequentes e dos corpos receptores.

Após passar pela etapa de retenção de sólidos, o esgoto segue para a câmara primária do UASB, onde predominam principalmente os processos de hidrólise e acidogênese, nos quais a atividade bacteriana, promotora da hidrólise e da fermentação ácida, transforma compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples.

Para a câmara secundária do UASB, o efluente oriundo da câmara primária é direcionado através de tubulação existente na parede divisória dos dois compartimentos do reator. O esgoto é conduzido até o fundo da câmara secundária, de forma a ocorrer o fluxo ascendente. Nesta etapa, as reações de acetogênese e metanogênese complementam o processo anaeróbio do sistema. Os gases gerados nas duas câmaras anaeróbias são drenados por meio de uma tubulação de 75 mm de diâmetro até o ponto de dispersão.

Na etapa de tratamento aeróbio, o efluente é submetido a um biofiltro aerado submerso, cujo fluxo ascendente, ocasiona o seu contato com o meio suporte (aparos de eletroduto de PVC corrugado) em suspensão e, por conseguinte, o biofilme formado promove a degradação da matéria orgânica remanescente do processo anaeróbio.

O biofiltro aerado submerso se mostra como alternativa para o tratamento complementar de efluentes de reatores UASB. Uma vantagem dessa associação é pela possibilidade de encaminhamento do excesso de lodo não estabilizado do BAS até o UASB, para ser estabilizado por digestão anaeróbia, sem a necessidade de uma unidade especialmente projetada para esse fim (HIRAKAWA *et al.*, 2002).

Utiliza-se um aerador submersível tipo Spider Jet, para garantir o processo de aeração dessa fase.

Depois da passagem pelo filtro, o efluente segue até a câmara de decantação, na qual o lodo remanescente da etapa anterior tende a se deslocar para o fundo do compartimento. No caso de detecção de perda excessiva de sólidos nessa câmara, realiza-se uma manobra de descarte de lodo, por meio do acionamento do sistema de recirculação, que recalca esse lodo, através de bomba autoaspirante, modelo SCHNEIDER BCA 2 - 2,0 cv - trifásica, para a câmara primária do reator anaeróbio.

Na última etapa do sistema compacto de tratamento, ocorre a desinfecção do efluente mediante processo de cloração, promovido pelo contato do esgoto com pastilhas de hipoclorito de sódio, na câmara de desinfecção.

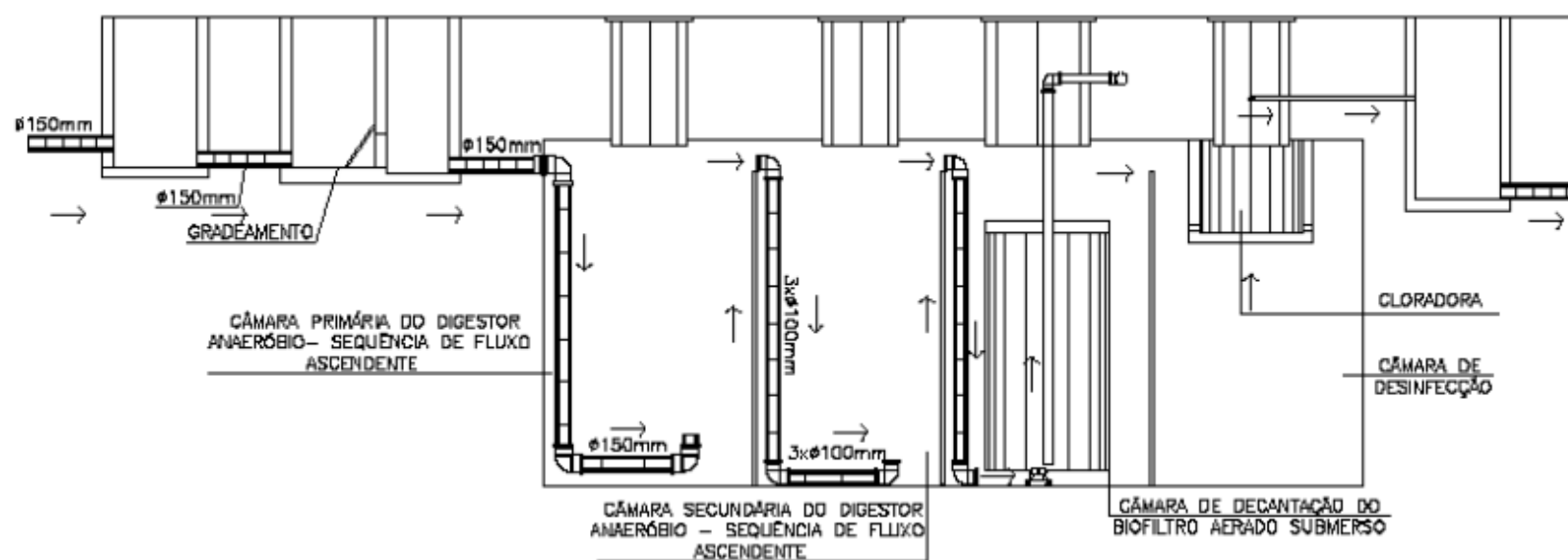
O funcionamento da cloradora consiste em forçar a passagem do efluente sob vazão adequada, sobre pastilhas de hipoclorito de sódio, provocando seu desgaste e diluição, a fim de formar a solução clorada aplicada no processo. Para se controlar essa dosagem, faz-se uso de uma válvula de controle na entrada do dispositivo, responsável pela regularização da vazão do líquido, implicando de forma direta no desgaste da pastilha.

As pastilhas de hipoclorito de sódio são colocadas em um tubo com fendas que permitem o contato com o efluente, causando a abrasão do material clorado e o arraste de partículas do composto, que ao se diluírem, formam a solução desinfetante.

Posteriormente a todas as etapas de tratamento do sistema, o efluente é direcionado para o sistema condominial de águas pluviais que deságua na rede pública de drenagem.

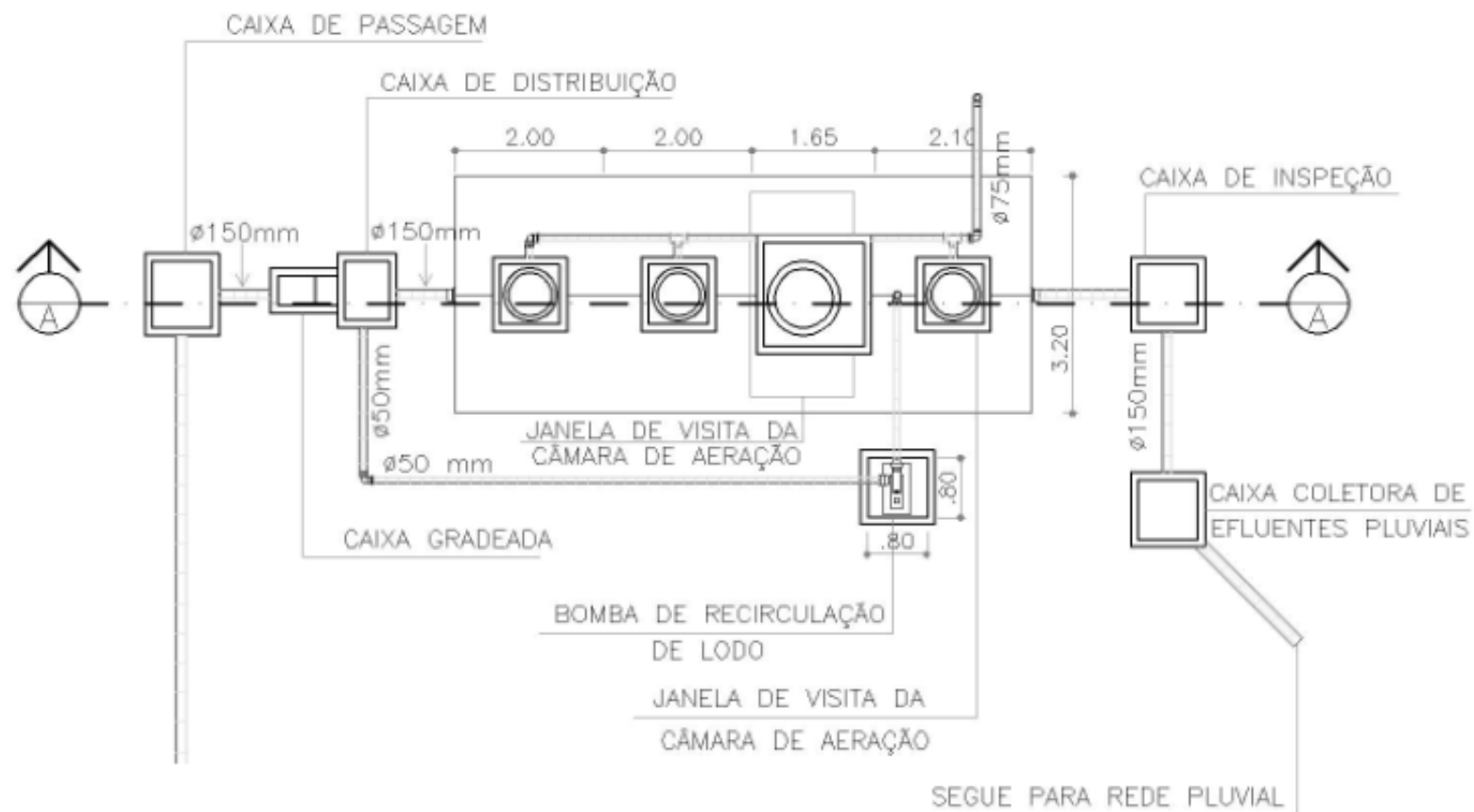
Na Figura 4.2 e na Figura 4.3, são mostrados respectivamente o corte e a planta do sistema individual compacto.

**Figura 4.2** - Corte esquemático A – A e fluxo do esgoto no sistema



Fonte: Adaptado do projeto (2014).

**Figura 4.3** - Planta: sistema individual compacto de tratamento de esgoto



Fonte: Adaptado do projeto (2014).

#### **4.2.2 Condomínio Residencial Multifamiliar B**

O condomínio B, cuja ocupação ocorreu há aproximadamente vinte e dois anos, está situado no bairro Jardins, zona Sul do município de Aracaju. Possui uma população, de acordo com o IBGE (2010a), de pouco mais de sete mil habitantes. Cortado pelas avenidas Pedro Valadares e Sílvia Teixeira, o Jardins situa-se em uma região nobre da capital, cuja ocupação ocorreu de forma verticalizada, com a construção de diversos prédios residenciais, além de um shopping center.

Em referência ao empreendimento, este se constitui de 2 edifícios residenciais com 12 pavimentos tipo para cada torre, 4 apartamentos de 3 quartos sociais por andar, em um total de 96 apartamentos. As unidades possuem área útil de 110 m<sup>2</sup> e o empreendimento pode ser considerado voltado para parcela da população situada na classe média alta.

##### **4.2.2.1 Descrição do Sistema de Tratamento**

O sistema de tratamento do condomínio B é constituído por 2 tanques sépticos de forma prismática retangular de câmara única, 2 filtros anaeróbios de fluxo ascendente e 2 unidades de cloração. De forma isolada, cada edifício residencial possui 1 tanque séptico associado a 1 filtro anaeróbio. A última etapa do tratamento ocorre na unidade de cloração, que recebe o efluente oriundo do filtro, e tem por finalidade a redução da contaminação bacteriana antes do lançamento do esgoto tratado no canal de drenagem de águas pluviais.

##### **4.2.2.2 Etapas do Sistema de Tratamento**

Inicialmente o esgoto *in natura* é coletado por meio das instalações prediais sanitárias das unidades domiciliares do edifício e conduzido através de tubos de queda e caixas de passagem até o tanque séptico, onde os sólidos suspensos sedimentam e a matéria orgânica sofre decomposição anaeróbia. A parte menos densa flutua e bolhas de gases propiciam a subida de algumas partículas sólidas e formam a espuma na superfície do líquido.

Para o filtro anaeróbio, segue apenas a fração líquida do esgoto, uma vez que os sólidos e a espuma são retidos pelos anteparos existentes na entrada e saída do tanque. A entrada do efluente líquido proveniente do tanque séptico ocorre pela parte inferior, por meio de um fundo falso, e flui pela camada de brita nº 04 (meio suporte), de 1,20 m de altura, na qual há estabilização da matéria orgânica resultante da ação dos microrganismos retidos nos interstícios ou aderidos ao material de enchimento. Na parte superior do filtro, após a passagem pela

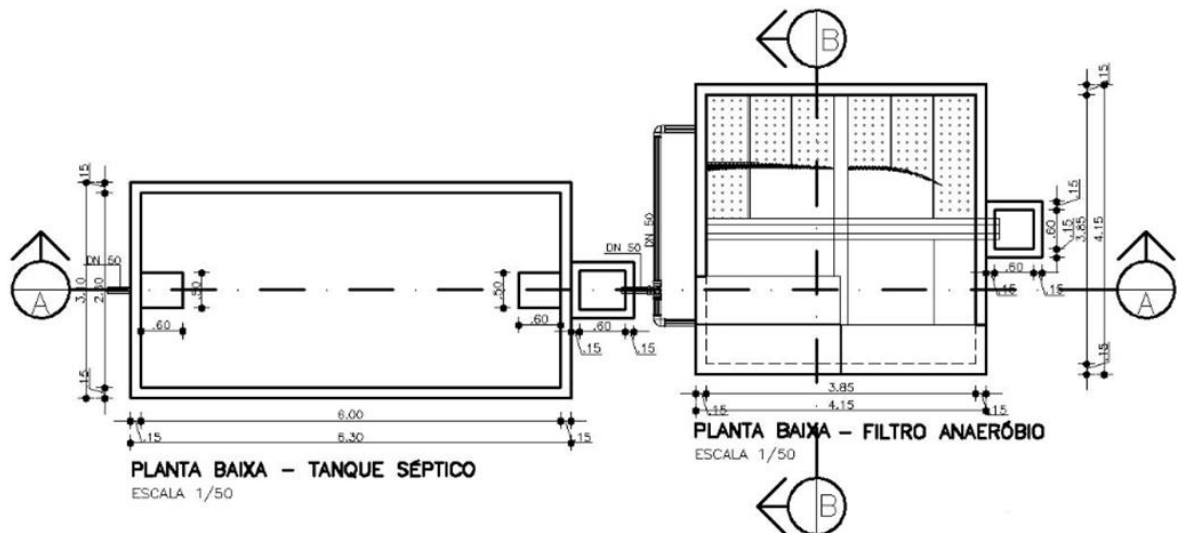


camada de brita, o despejo escoar através de uma calha retangular de concreto armado até ser conduzido a uma caixa de passagem, para depois passar pela unidade de cloração, na qual se reduz a contaminação bacteriana pela adição de hipoclorito de sódio, antes do lançamento do efluente na rede de drenagem de águas pluviais.

As plantas baixas do tanque séptico e do filtro anaeróbio podem ser visualizadas na Figura 4.4 e na Figura 4.5 estão representados o corte do filtro anaeróbio e o detalhe da calha retangular.

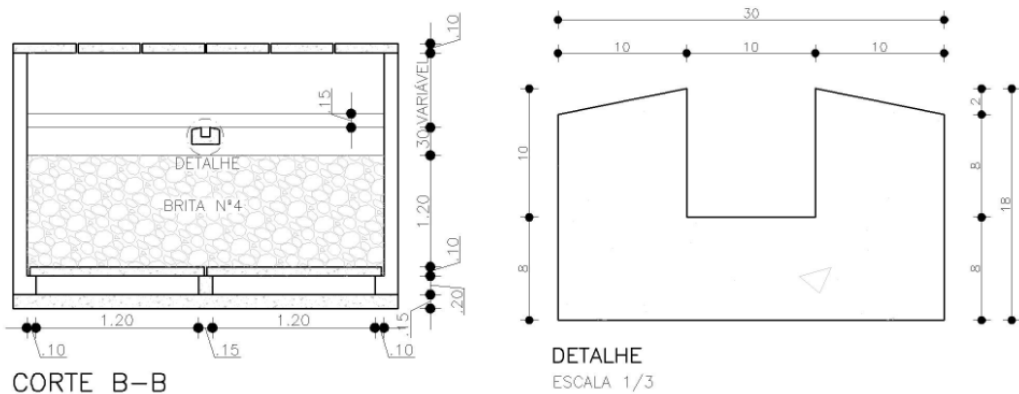
Na Figura 4.6 está representado o corte esquemático do tanque séptico e filtro anaeróbio.

**Figura 4.4** - Planta baixa – Tanque séptico e filtro anaeróbio



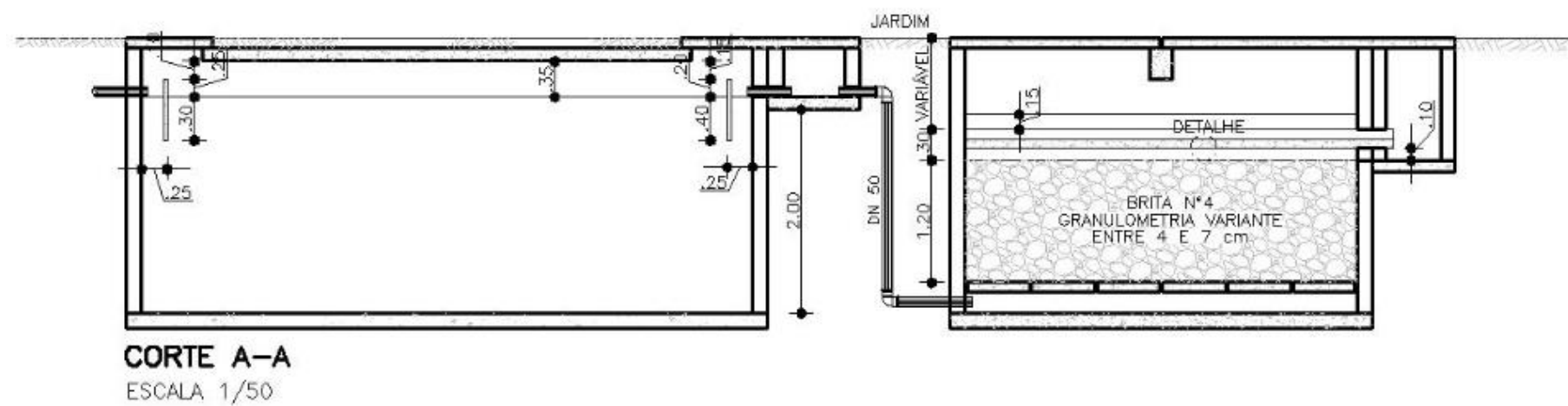
Fonte: Adaptado do projeto (1997).

**Figura 4.5** - Corte B – B do filtro anaeróbio e detalhe da calha retangular



Fonte: Adaptado do projeto (1997).

**Figura 4.6** - Corte esquemático A – A do tanque séptico e filtro anaeróbio



Fonte: Adaptado do projeto (1997).

### **4.2.3 Sistemas de tratamento de esgoto sanitário de Aracaju**

Basicamente, o sistema de esgotamento sanitário implantado pela companhia estadual de saneamento, no município aracajuano, é constituído normalmente desta sequência: caixas de inspeção no passeio, ramal predial, redes coletoras convencionais, coletores-tronco, interceptores, estações elevatórias, emissários, estação de tratamento e emissário do esgoto tratado até o corpo hídrico receptor. Apenas no conjunto Orlando Dantas foi adotado rede coletora condominial, na qual a passagem dos ramais da rede coletora ocorre dentro dos lotes residenciais e não na via pública. Em Aracaju, como na maior parte do Brasil, adotou-se o sistema separador absoluto, onde os esgotos e as águas pluviais são conduzidos em tubulações independentes (PMSB, 2017).

A capital sergipana dispõe de 687,70 km de rede coletora de esgotos que, no ano de 2017, coletaram aproximadamente 19 milhões de metros cúbicos de despejos líquidos, conduzindo-os até quatro estações de tratamento, onde foram tratados e lançados em corpos d'água receptores (SNIS, 2019).

Algumas dessas estações de tratamento de esgoto (ETEs) são denominadas de estação de recuperação da qualidade (ERQ), dentre as quais, a ERQ Norte, responsável por tratar os esgotos da maior parte da cidade de Aracaju. Essa estação não está localizada na capital, mas em uma área do município de Nossa Senhora do Socorro, região limítrofe entre os dois municípios. Também se encontram implantadas a ERQ Sul e ERQ Oeste, respectivamente no bairro Santa Maria e na região do Distrito Industrial de Aracaju (DIA). A ETE Orlando Dantas atende a população do conjunto residencial de mesmo nome (PMSB, 2017). Estas quatro estações tratam atualmente 100% do esgoto coletado em Aracaju, e desse modo, foram escolhidas para terem suas eficiências de remoção de poluentes comparadas às das soluções individuais de esgoto dos condomínios A e B, localizados também, na capital sergipana.

A ETE Visconde de Maracaju foi desativada em 2017, segundo informações da Companhia de Saneamento de Sergipe.

#### **4.2.3.1 ERQ Norte**

Apesar de a ERQ Norte estar situada junto à margem esquerda do rio do Sal, no município de Nossa Senhora do Socorro, do qual recebe parte dos seus despejos, seu maior aporte de esgotos provém da capital, além de receber contribuições de caminhões limpa-fossa. Sua rede coletora possui tubulações com diâmetro variável de 150 a 300 mm, para uma extensão total de

255,7 km. Essa estação apresenta capacidade nominal de tratamento de efluentes de 540 L/s, em um sistema constituído de sete lagoas facultativas seguidas de seis lagoas de maturação. Após o processo de tratamento, a vazão do efluente é medida por intermédio de uma calha Parshall, antes de ser lançado no rio do Sal (PMSB, 2017).

#### **4.2.3.2 ERQ Sul**

Localizada no bairro Santa Maria, junto ao loteamento Marivan, sua rede coletora apresenta um total de 70,7 km de extensão, com valores de diâmetros das tubulações entre 150 a 300 mm e atende parte da zona Sul de Aracaju. Com a inclusão da rede coletora do conjunto Augusto Franco e da Aruana, a ERQ Sul passou a tratar vazão de esgoto de 309 L/s. Suas instalações compõem-se sequencialmente de gradeamento e caixa de areia, digestor anaeróbio de fluxo ascendente, valos de oxidação e desinfecção com cloro. O efluente tratado é lançado no rio Pitanga, afluente do rio Poxim (PMSB, 2017).

#### **4.2.3.3 ERQ Oeste**

Atende os bairros Luzia e Inácio Barbosa, mediante uma rede coletora de 51,7 km de extensão, com tubulações de diâmetro de 150 a 300 mm. Está localizada no Distrito Industrial de Aracaju (DIA). Possui capacidade nominal instalada de tratamento de esgoto de 100 L/s. Essa estação de tratamento é constituída de forma sequencial por gradeamento, caixa de areia, calha Parshall, três digestores anaeróbios de fluxo ascendente, dois reatores aeróbios de ciclos sequenciais e desinfecção com cloro. O lodo gerado é encaminhado para um adensador antes de ir para o leito de secagem, e depois de seco, utiliza-se nas áreas verdes da estação. O lançamento do esgoto tratado ocorre no rio Poxim (PMSB, 2017).

#### **4.2.3.4 ETE Orlando Dantas**

A estação foi implantada quando da construção do conjunto Orlando Dantas, no bairro São Conrado. O sistema de coleta de esgoto adotado foi o do tipo condominial, baseado na passagem dos ramais pelo fundo dos lotes individuais e na responsabilidade coletiva de manutenção. A rede condominial possui tubulações de diâmetro de 100 mm em uma extensão de 32 km. Já a rede coletora, com tubos de 150 a 400 mm, possui extensão de 20,1 km. Após ampliação, a ETE Orlando Dantas passou a receber contribuições dos efluentes dos sistemas convencionais do conjunto Sérgio Vieira de Melo e do bairro São Conrado. A rede de esgotos dessas duas novas contribuições totaliza extensão de 53 km. Seu sistema utiliza dois valos de oxidação em

formato orbital com dois aeradores mecânicos para cada um, cuja capacidade de tratamento nominal instalada corresponde a 44 L/s, precedidos por gradeamento, caixa de areia e calha Parshall. Depois de passar pelos valos, o esgoto segue até quatro decantadores e posterior desinfecção com cloro (PMSB, 2017).

#### **4.3 Coleta das amostras e dos dados dos sistemas individuais de tratamento**

Foram coletadas onze amostras de esgoto das soluções individuais de tratamento, nas caixas de entrada e saída de cada sistema, no período compreendido entre os meses de novembro de 2018 a março de 2019.

No dia anterior à coleta das amostras, os materiais foram devidamente separados, dentre os quais, recipientes de polietileno de 1,5 L, balde, funil, caixa térmica, gelo, luvas, máscaras e álcool, bem como o equipamento utilizado no local, a sonda multiparâmetros Horiba U-52G, devidamente calibrada em solução padrão pH igual a 4,0, conforme procedimento descrito pelo fabricante no manual de instruções para a Série U-50.

Os frascos de polietileno, antes de serem utilizados para acondicionamento das amostras, foram lavados com ácido clorídrico 10%, água destilada e, no momento da coleta, com a própria amostra.

Nas entradas e saídas de cada sistema individual, foram realizadas leituras com a sonda, nas quais foram verificadas a temperatura e o pH.

Os dados dessas leituras foram armazenados na memória do equipamento na unidade de controle e, posteriormente, descarregados através do programa Data Collection Software U-50PC.

Durante as coletas, foram tomados todos os cuidados em relação à preservação das amostras (refrigeradas entre 1°C e 4°C, até chegada ao laboratório), armazenamento (recipiente de polietileno) e transporte (caixa térmica com gelo), a fim de não haver alteração na qualidade físico-química das mesmas. O excedente contido no balde para a leitura com a sonda foi despejado de volta aos sistemas.

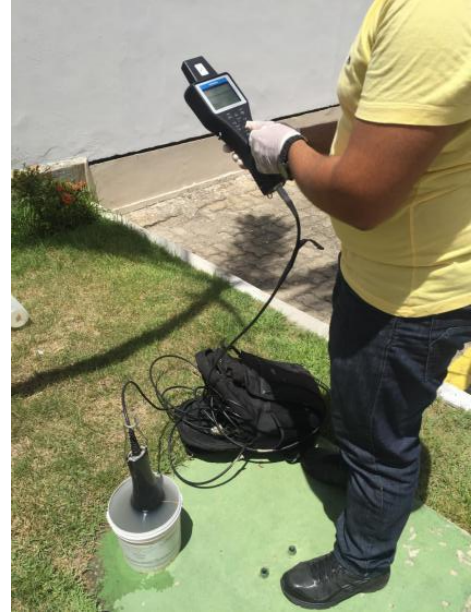
A Figura 4.7 e a Figura 4.8 mostram a leitura na sonda do pH e da temperatura, enquanto a Figura 4.9 e a Figura 4.10 mostram o procedimento de coleta da amostra.

**Figura 4.7 - Sonda na amostra de esgoto**



Fonte: Autor (2019).

**Figura 4.8 - Leitura da sonda**



Fonte: Autor (2019).

**Figura 4.9 - Ponto de coleta de amostra**



Fonte: Autor (2019).

**Figura 4.10 - Coleta de amostra**



Fonte: Autor (2019).

Em seguida, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Hidráulica e Saneamento do Instituto Federal de Sergipe (IFS), *Campus Aracaju*, onde foram analisados DQO, nitrogênio amoniacal e sólidos (totais, fixos, voláteis e sedimentáveis), conforme os

procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

#### 4.4 Dados das ETEs de Aracaju

Já os dados referentes ao monitoramento do esgoto tratado pelas estações ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas foram obtidos junto à companhia estadual de saneamento e trouxeram informações dos seguintes parâmetros físico-químicos e bacteriológicos: DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, sulfetos, óleos e graxas, pH, sólidos sedimentáveis e coliformes termotolerantes. O período de abrangência dos dados relativos ao monitoramento das ETEs variou de janeiro de 2017 a março de 2018.

#### 4.5 Análise de dados

Essa etapa consistiu na análise dos dados de monitoramento das ETEs e também dos dados obtidos pelas análises físico-químicas e bacteriológicas dos afluentes e efluentes dos dois sistemas *in situ* de tratamento de esgotos.

Foram medidas as eficiências dos sistemas individuais e coletivos para consecutivo confronto com os valores de desempenho dessas tecnologias de tratamento de esgotos presentes na literatura. Além disso, foi verificado o atendimento à Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) que dispõe sobre o lançamento de efluentes tratados em corpos d'água receptores.

Os parâmetros exigidos pela resolução são: pH, temperatura, materiais sedimentáveis, DBO, óleos e graxas e materiais flutuantes.

A Tabela 4.1 mostra os limites estabelecidos pela Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) para condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

**Tabela 4.1** - Condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários

pH	Temperatura	Materiais sedimentáveis	DBO	Óleos e graxas	Materiais flutuantes
Entre 5 e 9	< 40°C	≤ 1 mL/L	≤ 120 mg/L*	≤ 100 mg/L	Ausentes

\*: Admitida concentração superior a 120 mg/L desde que a eficiência de remoção seja no mínimo 60%.

Fonte: Adaptado de BRASIL (2011).

#### 4.5.1 Análise estatística

Os dados das ETEs e das soluções individuais de esgoto foram organizados no programa Microsoft Office Excel versão 2016 e analisados por meio do software R (Project for Statistical Computing) versão 3.5.0.

Gráficos de controle de qualidade foram elaborados para todas as variáveis em estudo, permitindo mensurar sua variação e estabilidade, ao promover um melhor entendimento sobre o processo. Além disto, para os parâmetros cujas concentrações de entrada e saída eram conhecidas, foram realizados cálculos de eficiência, através dos quais obteve-se a capacidade de remoção de poluentes dos sistemas de tratamento.

Para testar a normalidade dos dados das ETEs e dos sistemas condominiais, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk.

Razali e Wah (2011), ao analisarem diferentes testes, concluíram que o teste de Shapiro-Wilk é o mais eficiente teste de verificação de normalidade, seguido pelo teste de Anderson-Darling.

O teste de Shapiro-Wilk baseia-se na estatística  $W$  definida pela Equação 4.1.

$$W = \frac{b^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (4.1)$$

Em que,

$y_i$ : variável aleatória observada;

$\bar{y}$ : média da variável aleatória observada;

$n$ : número de dados da amostra;

$b = \sum_{i=1}^{\frac{n}{2}} a_{n-i+1} \cdot (y_{n-i+1} - y_i)$ , se  $n$  é par;

$b = \sum_{i=1}^{\frac{(n+1)}{2}} a_{n-i+1} \cdot (y_{n-i+1} - y_i)$ , se  $n$  é ímpar;

$a$ : coeficientes tabelados.

Consideraram-se as seguintes hipóteses neste teste:  $H_0$  – o elemento provém de uma população normal, e  $H_1$  – o elemento não provém de uma distribuição normal. O nível de confiança foi de 95%.



Após a aplicação do teste de normalidade, verificou-se a influência de dados fora do padrão existentes na determinação dos resultados. Diante disso, a necessidade de verificação de pontos destoantes do conjunto de dados das amostras (*outliers*) tornou-se indispensável.

Realizou-se esta análise pelo método de identificação de *outlier* usando o Teste Tau Modificado de Thompson (CIMBALA, 2011). Para o conjunto de dados iniciais, foram calculadas a média ( $\bar{x}$ ) e o desvio padrão ( $S$ ). Em seguida, para cada ponto da amostra, calculou-se o desvio absoluto para a média, dado por  $\delta = |x_i - \bar{x}|$ . Considerou-se o ponto com maior valor de  $\delta$  suspeito de ser um *outlier*. Calculou-se então o valor de  $\tau$ , determinado pela Equação 4.2.

$$\tau = \frac{t_{\alpha/2} * (n - 1)}{\sqrt{n} * \sqrt{(n * -2 + t_{\alpha/2}^2)}} \quad (4.2)$$

Em que,

$t_{\alpha/2}$  : é o valor crítico t-Student para  $\alpha = 0,05$ ;

$n$ : número de pontos de amostra.

Removeu-se da amostra, o ponto suspeito obtido no primeiro passo do teste, quando  $\delta > \tau * S$ . Eliminou-se um ponto por vez, e pelo método ser iterativo, após a remoção de um ponto da amostra, refizeram-se todos os passos, calculando-se um novo valor para a média, desvio padrão e  $\tau$  (tau), considerando um elemento a menos na amostra, até ser satisfeita a condição  $\delta \leq \tau * S$ , na qual não existia mais nenhum *outlier*.

O nível de significância adotado foi de 5%. Após a retirada dos *outliers*, foram obtidas médias de remoção mais próximas da realidade, sem influência de valores discrepantes.

Convém salientar a impossibilidade de cálculo de eficiência para os seguintes parâmetros das ETEs: nitrogênio amoniacal, sulfetos e óleos e graxas, em circunstância da disponibilização de apenas dados relativos ao esgoto tratado. Já em relação à ERQ Sul, não foram disponibilizados dados de nenhum parâmetro de abril e dezembro de 2017. Por isso, as linhas dos gráficos referentes à ERQ Sul apresentaram descontinuidade.

O cálculo de eficiência de remoção da carga orgânica, sólidos e coliformes termotolerantes nas estações de tratamento foi realizado conforme a Equação 4.3.

$$E = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100 \quad (4.3)$$

Em que:

E: Eficiência de remoção (%);

C<sub>e</sub>: Concentração na entrada (mg/L ou NMP/100mL);

C<sub>s</sub>: Concentração na saída (mg/L ou NMP/100mL).

#### **4.6 Operação e manutenção dos sistemas individuais e das estações de tratamento**

Nessa etapa, a coleta de informações para pesquisa consistiu da realização de visitas técnicas nas quais foi observado o estado de conservação das unidades de tratamento e dos equipamentos nas ETEs e nos condomínios multifamiliares e também a forma de controle dos processos de tratamento dos esgotos.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Estações de tratamento de esgotos

Os dados referentes aos parâmetros de qualidade analisados na entrada e na saída das ETEs, durante o período de janeiro de 2017 a março de 2018, estão dispostos nas Tabelas do Anexo. Nas Tabelas do Apêndice A estão dispostos: médias, desvios-padrão e eficiências dos parâmetros analisados nas ETEs.

Nas quatro ETEs avaliadas, os valores médios de eficiência obtidos estão apresentados na Tabela 5.1.

**Tabela 5.1** – Eficiência de remoção média nas ETEs de Aracaju

Parâmetros	ETE			
	ERQ Norte	ERQ Sul	ERQ Oeste	Orlando Dantas
DBO (%)	45,2	54,3	73,1	90,4
DQO (%)	31,3	49,3	55,5	81,2
Sólidos Sedimentáveis (%)	100	85	48,1	100
Coliformes Termotolerantes (%)	60,3	92,4	77	96,9

Fonte: Autor (2019).

Vale salientar, a periodicidade apenas mensal no monitoramento dos padrões de qualidade dos esgotos das ETEs. Para uma caracterização, mais próxima do real, dessas águas residuárias, as análises físico-químicas e bacteriológicas deveriam ser realizadas pelo menos diariamente, devido à variação nas vazões e nas concentrações das cargas poluidoras no decorrer das horas, dias e meses.

Diante dos resultados obtidos na Tabela 5.1, perceberam-se diferenças acentuadas nas eficiências de remoção nas modalidades de tratamento avaliadas. A ERQ Norte, apesar de apresentar concentrações afluentes menores nos constituintes DBO e DQO em relação à ETE Orlando Dantas, mostrou menor eficiência para esses parâmetros. Uma provável causa a contribuir com esse baixo desempenho da ERQ Norte deve-se a despejos de lodo provenientes de caminhões limpa-fossa, nas lagoas facultativas, sem antes passar por um tratamento preliminar. Como consequência, há assoreamento das lagoas e efetiva diminuição de desempenho das mesmas.

A construção de um tanque de equalização, interligado ao sistema de lagoas, para homogeneização do lodo lançado pelos caminhões limpa-fossa e posterior condução para o tratamento preliminar, seria uma forma de evitar a perda de desempenho da ERQ Norte.

A Figura 5.1 mostra o lançamento de dejetos de caminhão limpa-fossa em tanque conectado diretamente à lagoa facultativa da ERQ Norte.

**Figura 5.1** - Lançamento de dejetos do caminhão limpa-fossa em tanque conectado diretamente à lagoa facultativa da ERQ Norte



Fonte: Autor (2019).

A ERQ Sul e a ERQ Oeste, dotadas de UASBs seguidos de valos de oxidação apresentaram eficiências abaixo do esperado, principalmente relacionadas à DBO e DQO, se comparadas apenas aos valores de desempenho dos valos de oxidação presentes na literatura, mostram desempenho do conjunto abaixo do esperado.

Pelo fato dessas duas estações terem passado por ampliações nos últimos anos, uma possível justificativa para o baixo desempenho deve-se aos seus funcionamentos sob subcargas hidráulicas, com tempos de detenção hidráulica acima do especificado em projeto.

Outra hipótese seria a ineficiência do tratamento preliminar, ao propiciar o carreamento de sedimentos para os dispositivos de tratamento primário. O acúmulo de areia e sólidos grosseiros e flutuantes causa obstrução e distribuição irregular nos ramais do UASB e consequente surgimento de caminhos preferenciais do esgoto e zonas mortas.

A Figura 5.2 e a Figura 5.3 mostram, respectivamente, sedimentos retirados de caixa de distribuição de UASB e obstrução nos ramais de distribuição de UASB na ERQ Sul.

Das quatro estações analisadas, a ETE Orlando Dantas obteve as melhores eficiências de remoção e mais próximas das encontradas na literatura.

**Figura 5.2** - Sedimentos retirados em caixa de distribuição de UASB da ERQ Sul



Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.3** - Obstrução em três dos cinco ramais de distribuição de UASB da ERQ Sul



Fonte: Autor (2019).

Chaves *et al.* (2018) também avaliaram a eficiência de estações de tratamento de Aracaju, dentre as quais, as ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas. Pelas medidas dos parâmetros no afluente e no efluente das estações advindas dos dados de monitoramento das ETEs, cujo período de abrangência variou de janeiro de 2013 a dezembro de 2014, foi possível a análise do desempenho dos sistemas.

Comparando-se os valores apresentados na Tabela 5.1 com os obtidos por Chaves *et al.*, (2018), observa-se um aumento significativo de 67,6% na remoção de DBO na ERQ Norte, ao variar seu desempenho de 27% para 45,2%. Entretanto a eficiência continua ainda baixa, pois, em sistemas de lagoas de estabilização bem operados, o desempenho de remoção de DBO é de 70 a 90% (MENDONÇA e MENDONÇA, 2016). Possivelmente esta baixa eficiência pode estar relacionada à coleta da amostra de esgoto bruto ser efetuada antes do gradeamento (tratamento preliminar), sem levar em consideração a elevada carga orgânica proveniente dos despejos dos caminhões limpa-fossa depois desse ponto, nas lagoas facultativas. Dessa forma, a concentração afluente obtida será menor do que a real e influenciará no cálculo e decorrente diminuição do resultado da eficiência.

De forma diferente do observado na ERQ Norte, as ERQ Sul e ERQ Oeste apresentaram pouca oscilação nas taxas de remoção de DBO, em comparação aos valores obtidos por Chaves *et al.*, (2018). Seus valores foram de 2,4% e - 5%, respectivamente. Na ERQ Sul, a alteração foi de 53% para 54,3% e na ERQ Oeste de 77% para 73,1%.

Em um estudo executado por Oliveira e Von Sperling (2005), no qual também foram avaliadas as eficiências de métodos de tratamento de esgotos, desenvolvido pela Universidade de São Paulo (USP) e pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), foram coletados dados referentes a 166 ETEs dos estados de São Paulo e Minas Gerais, no período

compreendido entre janeiro de 1995 e agosto de 2003. Dentre as tecnologias de tratamento pesquisadas, o conjunto UASB seguido de pós-tratamento obteve eficiência de remoção de DBO entre 85 a 92%, e o sistema de lodos ativados utilizado de forma isolada mostrou desempenho variável de 74 a 96%.

Dessa forma, vê-se que tanto a ERQ Sul quanto a ERQ Oeste não alcançaram valores mínimos de eficiência para o parâmetro DBO, típico de valos de oxidação utilizados isoladamente, mesmo sendo compostas de valos de oxidação precedidos de UASB.

Comparando com o período estudado por Chaves *et al.* (2018), na ETE Orlando Dantas, verificou-se um aumento de 13% na taxa de remoção de DBO, ao variar sua eficiência de 80% para 90,4%. Esse desempenho mostra-se compatível aos valores médios de 92% a 95% dos valos de oxidação na remoção de DBO (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

Para o parâmetro coliformes termotolerantes, ao se comparar com os dados deste trabalho com os da pesquisa de Chaves *et al.* (2018), verificou-se uma significativa oscilação negativa no desempenho da ERQ Norte, ao diminuir sua eficiência de remoção de 90% para 60,3%. O assoreamento das lagoas, notadamente nas de maturação implica nessa baixa eficiência de remoção, pois em boas condições de funcionamento, a remoção de coliformes termotolerantes para este tipo de tratamento aproxima-se dos 100%. Na ERQ Oeste, observou-se uma oscilação de 87% para 77%. Já na ERQ Sul, ocorreu um incremento de eficiência correspondente a 4,8%, ao variar de 88% para 92,4%. Na ETE Orlando Dantas, o desempenho manteve-se praticamente o mesmo ao passar de 95% para 97%, condizente ao tipo de tratamento utilizado.

### 5.1.1 DBO

O primeiro parâmetro analisado foi a DBO, responsável pela mensuração da quantidade de oxigênio consumida na estabilização da matéria orgânica presente no esgoto. A Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) estabelece o valor máximo de 120 mg/L para o esgoto tratado e a possibilidade desse valor ser ultrapassado, desde que ocorra uma eficiência de remoção mínima de DBO de 60%.

Na ERQ Norte, apenas no mês de fevereiro de 2018, verificou-se uma concentração de DBO no efluente maior que o limite máximo estabelecido pela legislação de 120 mg/L de DBO, bem como, não se obteve uma eficiência de remoção superior a 60%.

Apesar de apenas uma das quinze análises descumprir a Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), a ERQ Norte deveria atingir um desempenho bastante superior em relação ao valor obtido, visto que nessa estação, cujo tratamento ocorre através de lagoas de estabilização

(facultativa e de maturação), houve remoção de apenas 45,2% de DBO no período analisado. Esse baixo desempenho possivelmente está relacionado ao baixo tempo de detenção ocasionado pelo assoreamento das lagoas associado ao lançamento de despejos de lodo provenientes de caminhões limpa-fossa.

Setenta e três lagoas facultativas, não sucedidas por lagoas de maturação, foram analisadas por Oliveira e Von Sperling (2005) e as eficiências obtidas variaram entre 65% e 84% na remoção de DBO.

Embora as concentrações afluentes e efluentes médias terem sido respectivamente, 553 e 136 mg/L, bastante elevadas e acima dos valores considerados usuais, na ERQ Norte, estes valores foram de 168 e 73 mg/L, respectivamente para o esgoto bruto e o tratado e, mesmo menores em comparação ao estudo de Oliveira e Von Sperling (2005), a estação apresentou baixo desempenho.

Em todo o período observado, a ERQ Sul apresentou valores de DBO efluente inferiores ao limite estabelecido na legislação. No entanto, a ERQ Sul remove em média 54,25%. Além da possível condição de subcarga hidráulica do sistema, eventuais falhas nos aeradores dos valos de oxidação interferem no desenvolvimento das bactérias aeróbias, responsáveis pela digestão da matéria orgânica.

Para efeito de comparação com o conjunto de valos de oxidação precedidos por UASBs, presentes na ERQ Sul e ERQ Oeste, um reator UASB de bancada utilizado de forma isolada, inoculado com estrume de vaca, ao tratar águas residuais municipais, a 30°C e com idade de lodo de 150 dias, apresentou uma taxa de remoção de DBO de 83% (RIZVI *et al.*, 2015).

A Figura 5.4 mostra aspectos de inexistência de aeração em valo de oxidação da ERQ Sul.

A ERQ Oeste atendeu à legislação durante todo o período observado. Em nenhum dos meses, a DBO do esgoto tratado foi superior a 120 mg/L, e na média, a estação de tratamento removeu 73,1% de DBO. Apesar da eficiência ser superior à obtida pela ERQ Sul, era esperado melhor desempenho na degradação da matéria orgânica presente nos afluentes dessas duas estações pelo fato de possuírem tratamento combinado de seus esgotos (anaeróbio seguido por aeróbio).

**Figura 5.4** - Esgoto no valo de oxidação sem aeração da ERQ Sul



Fonte: Autor (2019).

A Figura 5.5 mostra sedimentos retirados em caixa de distribuição de UASB da ERQ Oeste.

**Figura 5.5** - Sedimentos retirados em caixa de distribuição de UASB da ERQ Oeste



Fonte: Autor (2019).

Na estação de tratamento do Orlando Dantas, verificou-se que, em todos os meses avaliados, as eficiências foram superiores a 90%, exceto em abril de 2017. Na média, houve uma remoção elevada, igual a 90,4%.

Mesmo com concentração afluyente de DBO maior, comparada às concentrações da ERQ Sul e da ERQ Oeste, a ETE Orlando Dantas conseguiu ser mais eficiente ao utilizar apenas valos de oxidação como forma de tratar os esgotos, enquanto as outras duas estações dispõem de sistema de UASBs seguidos de valos de oxidação.

Isto posto, torna-se evidente a importância do nível de operação, condições de manutenção e aspectos hidráulicos das instalações observados na ETE Orlando Dantas, para obtenção de sua elevada eficiência.



A Figura 5.6 e a Figura 5.7 apresentam, respectivamente, os valos de oxidação da ETE Orlando Dantas e o aerador da mesma ETE em funcionamento.

**Figura 5.6** - Vista geral dos valos de oxidação da ETE Orlando Dantas



Fonte: Autor (2019).

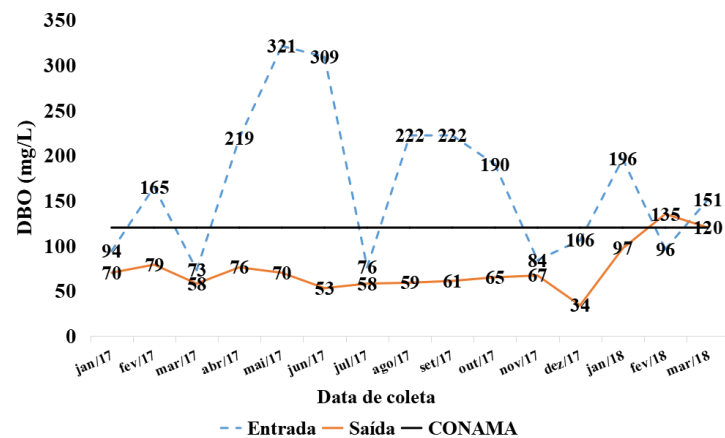
**Figura 5.7** - Aerador em funcionamento na ETE Orlando Dantas



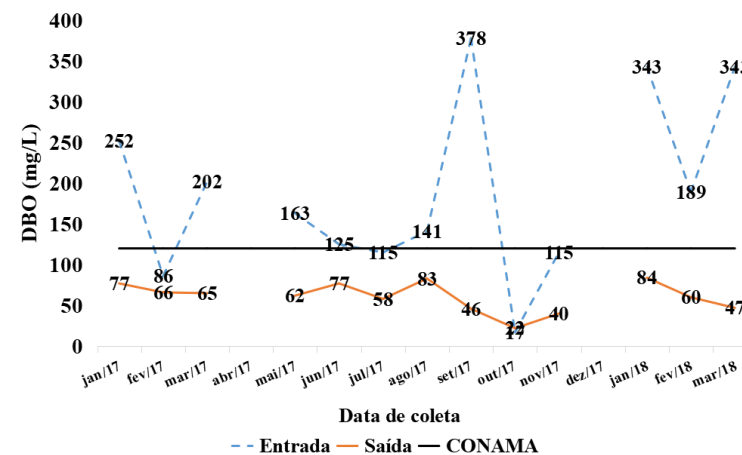
Fonte: Autor (2019).

O desempenho na remoção de DBO da ETE Orlando Dantas aproximou-se aos dos valos de oxidação analisados por Terashima *et al.* (2016) ao tratarem esgotos brutos de duas cidades japonesas, localizadas na província de Shiga, com eficiência obtida na remoção de DBO de 97%.

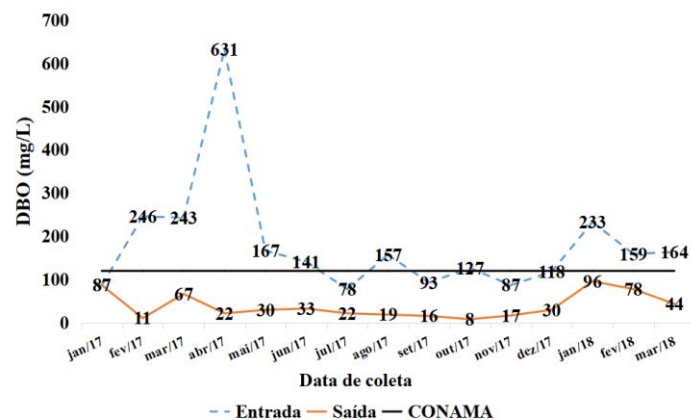
As Figura 5.8, Figura 5.9, Figura 5.10 e Figura 5.11 apresentam, respectivamente, as variações de DBO do esgoto bruto e do esgoto tratado das ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas, durante o período analisado.

**Figura 5.8 - Variação de DBO - ERQ Norte**

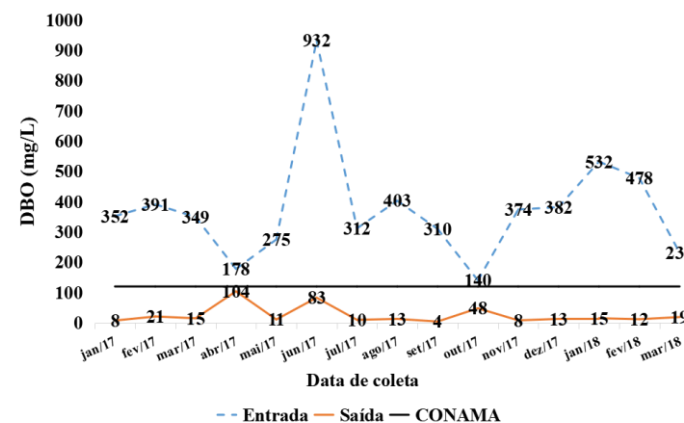
Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.9 - Variação de DBO - ERQ Sul**

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.10 - Variação de DBO - ERQ Oeste**

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.11 - Variação de DBO - ETE Orlando Dantas**

Fonte: Autor (2019).

### 5.1.2 DQO

O segundo parâmetro observado foi a DQO. Este parâmetro mede a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação química, através do oxidante específico que degrada a matéria orgânica em condições específicas (APHA, 2012).

Feito o cálculo de eficiência, obteve-se, para a ERQ Norte, a eficiência em relação ao período observado de 31,3%, com destaque para o mês de janeiro de 2017, onde o valor de DQO passou de 180 mg/L do esgoto bruto, para 276 mg/L no efluente tratado. Uma descarga pontual de despejos de caminhões-fossa próxima ao momento de coleta das amostras dos esgotos pode ter ocasionado tal fato.

Para um sistema de tratamento situado no Quênia, semelhante ao da ERQ Norte, com exceção da lagoa anaeróbia, composto de quatro lagoas de estabilização, ao tratar águas residuais de centros urbanos localizados na bacia do Rio Nzoia, das quais, uma anaeróbia, duas facultativas e uma de maturação, foi obtida uma eficiência de remoção de DQO variável entre 86,2 e 90,5% (K'OREJE *et al.*, 2018).

Para a ERQ Sul, apenas em fevereiro de 2017, houve um acréscimo de 25% no valor da DQO do esgoto tratado em relação ao esgoto bruto. Na média, a eficiência de remoção foi de 49,3% para o período de observação.

Na avaliação de uma estação de tratamento de esgotos domésticos composta por dois reatores UASB, desprovidas de pós-tratamento, diferentemente das ERQ Sul e ERQ Oeste, localizados na cidade de Araucária, na Região Metropolitana de Curitiba, no Estado do Paraná, as taxas de remoção de DQO nos reatores variaram entre 55 e 75% (ROSS *et al.*, 2018).

Na ERQ Oeste, em todos os meses observados, houve remoção de DQO em relação ao esgoto bruto. Em dezembro de 2017, verificou-se a menor eficiência para o sistema, correspondente a 16%. Já a maior ocorreu em abril do mesmo ano, com o valor de 94,6%. Durante o período observado, essa estação atingiu uma eficiência média de 55,5%.

E, por fim, na estação do Orlando Dantas, obteve-se uma eficiência média de 81,2%. Isso mostrou a eficiência do sistema de tratamento quanto à degradação e remoção da matéria orgânica do esgoto. Apesar dessa estação ter apresentado uma remoção bastante alta, em abril de 2017, houve elevação na DQO do esgoto tratado em relação ao bruto de aproximadamente 45,8%.

Das quatro estações avaliadas, no tocante à remoção de matéria orgânica, apenas a ETE Orlando Dantas apresentou resultados satisfatórios. As demais, mesmo ao cumprir na maior parte do período avaliado a legislação quanto à DBO, ficou aquém do especificado na

literatura. Melhores condições de operação e bom funcionamento dos equipamentos eletromecânicos resultariam em ganho considerável no desempenho desses sistemas, quanto à degradação de matéria carbonácea.

As Figura 5.12, Figura 5.13, Figura 5.14 e Figura 5.15 apresentam, respectivamente as variações de DQO do esgoto bruto e do esgoto tratado das ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas, durante o período analisado.

### 5.1.3 Sólidos sedimentáveis

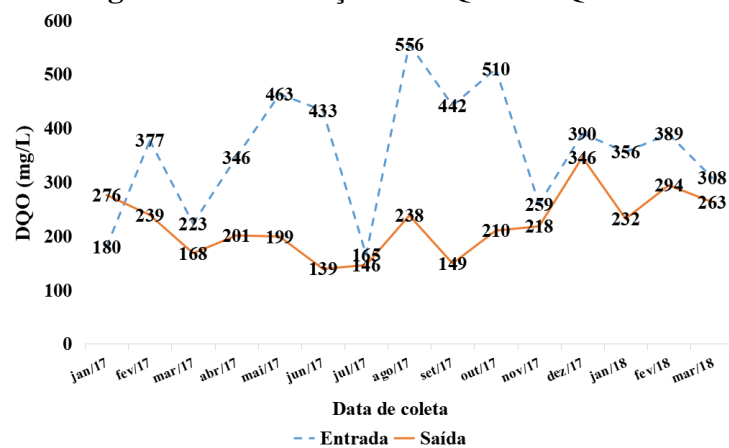
Por definição, sólidos sedimentáveis é a fração dos sólidos suspensos que, sob ação da gravidade, sedimenta. Sua acumulação acarreta a formação de lodo.

Segundo a Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), os sólidos sedimentáveis devem ser de até 1 mL/L no lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

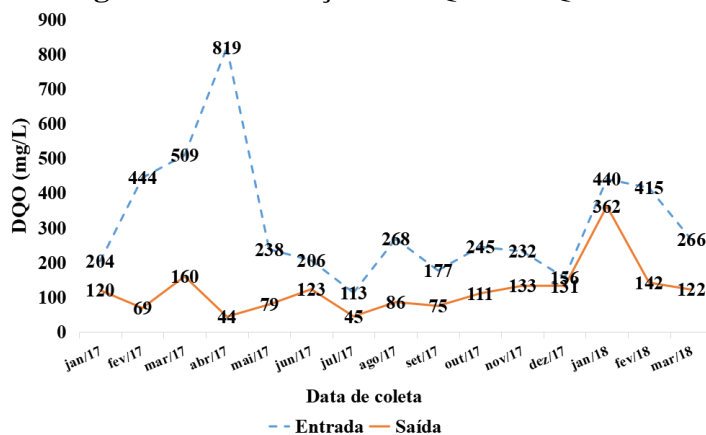
Em virtude disto, a ERQ Norte e a ERQ Sul em todo o período analisado permaneceram dentro do limite estipulado pela resolução, ao apresentar em todas as análises mensais. Suas remoções médias foram respectivamente, 100 e 85%. Obteve-se uma média dos sólidos sedimentáveis no afluente para a ERQ Norte correspondente a 0,71 mL/L. Já para a ERQ Sul, o valor médio dos sólidos sedimentáveis foi de 1,41 mL/L. Segundo Metcalf e Eddy (2016), estas concentrações são consideradas baixas e contribuem para a boa eficiência dos tratamentos.

Em sistemas de lagoas de estabilização, tais como existente na ERQ Norte, a retenção de quase 100% da totalidade dos sólidos sedimentáveis ocorre nas lagoas primárias, diferente das lagoas secundárias nas quais não ocorre uma sedimentação significativa. Por isso, maior atenção deverá ser dada à formação de lodo nas lagoas primárias, no caso da ERQ Norte, as facultativas. Contudo, na hipótese de inexistência ou baixo desempenho dos desarenadores, parcela substancial de material sedimentável direcionar-se-á para o fundo das lagoas e aumentará a necessidade de frequência da remoção de lodo com consequente ampliação dos custos de manutenção dos sistemas (GONÇALVES, 1999).

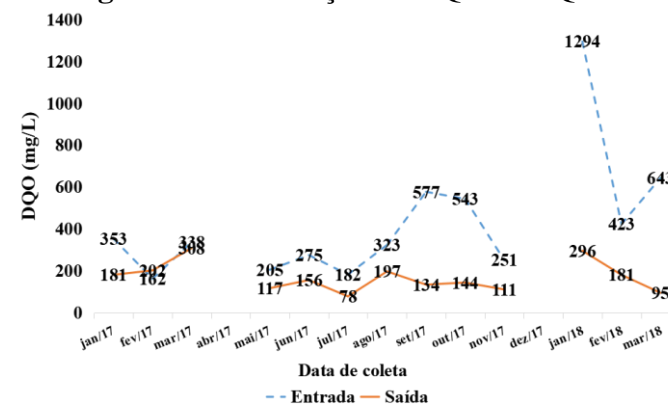
A influência das condições de manutenção na eficiência em um sistema de lagoas foi avaliada por Matsumoto e Sánches-Ortiz (2016), ao observarem uma planta de tratamento de águas residuais, composta de uma lagoa anaeróbia dividida em duas células seguida de uma lagoa facultativa, localizada em Santa Fé do Sul, noroeste do estado de São Paulo. Foram obtidos os perfis de acumulação de lodo mediante levantamento batimétrico.

**Figura 5.12 - Variação de DQO - ERQ Norte**

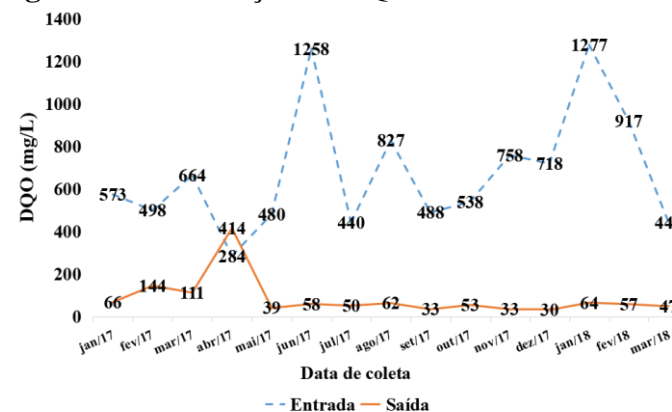
Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.14 - Variação de DQO - ERQ Oeste**

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.13 - Variação de DQO - ERQ Sul**

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.15 - Variação de DQO - ETE Orlando Dantas**

Fonte: Autor (2019).

Registrou-se um volume significativo ocupado por lodo na lagoa anaeróbia, principalmente em sua primeira célula. A lagoa facultativa apresentou uma menor acumulação de lodo em relação à unidade anaeróbia e sua concentração tornou-se mais visível nas áreas próximas aos pontos de entrada.

O notório acúmulo de lodo na lagoa anaeróbia reduziu consideravelmente seu volume útil e comprometeu sua capacidade de tratamento por ser operada com TDH menor que o recomendado pela literatura.

A ERQ Oeste apresentou eficiência média na remoção dos sólidos sedimentáveis de apenas 48,1%. Nos meses de janeiro e fevereiro de 2018, a estação não atendeu à Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), pois os valores de sólidos sedimentáveis para o esgoto tratado foram de 4,0 e 3,5 mL/L, respectivamente, ultrapassando o limite máximo permitido.

Nesses meses, não houve remoção e sim aumento no que se refere aos sólidos sedimentáveis no efluente tratado. Mesmo ao atender à legislação na maior parte do período analisado e tratando esgoto bruto com média de sólidos sedimentáveis igual a 1,43 mL/L, considerada de baixa concentração (METCALF e EDDY, 2016), observou-se baixo desempenho na ERQ Oeste.

Uma possível separação insuficiente entre a fração líquida do esgoto e os sólidos durante a etapa de decantação, causada pelo desligamento irregular dos aeradores pode justificar esta baixa eficiência e ocasionar a perda de sólidos no esgoto tratado.

E, por último, na estação do Orlando Dantas, houve remoção eficiente dos sólidos sedimentáveis, com média igual a 100%.

Em abril de 2017, foi detectado um valor no esgoto bruto discrepante equivalente a 178 mL/L, sem mostrar o valor do efluente desse mês. Para o restante dos meses, a média da concentração no afluente foi igual a 2,1 mL/L e os valores em todas as amostras para o efluente correspondeu a zero.

#### **5.1.4 Coliformes termotolerantes**

Vale destacar que o lançamento nos corpos hídricos de esgotos tratados, mas sem desinfecção apropriada, contribui com quantidade significativa de organismos do chamado grupo coliforme, entre os quais agentes específicos de doenças de veiculação hídrica (RIBAS e FORTES NETO, 2008).

A Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) não determina limite para esse parâmetro no lançamento do efluente das ETEs nos corpos hídricos. Todavia este parâmetro serve para avaliar a eficiência da etapa de desinfecção das estações de tratamento.

Foram calculadas as eficiências na remoção dos coliformes termotolerantes nas ETEs. Os desempenhos na remoção desse parâmetro foram de 60,3%; 92,4%; 77% e 96,9%, nas respectivas ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas.

Destaca-se o baixo desempenho da ERQ Norte, visto que uma das funções de suas lagoas de maturação seria a remoção de patógenos juntamente com significativa eficiência de remoção de coliformes termotolerantes. O acúmulo de lodo nestas lagoas causa menores tempos de detenção e implicam em perda de desempenho das mesmas.

Algumas medidas podem ser tomadas para se aumentar a eficácia da remoção de patógenos nas lagoas de maturação, dentre as quais, a instalação de defletores, por proporcionar o aumento do tempo de detenção, além de fatores como a penetração da luz solar, dimensões da lagoa, condições de manutenção (acúmulo de lodo) e tratamento a montante (SHELUDCHENKO *et al.*, 2016).

Nas demais estações analisadas, o melhor desempenho foi obtido pelos valos de oxidação da ETE Orlando Dantas, seguida pela ERQ Sul, cujas eficiências foram de 96,9% e 92,4%, respectivamente.

Em pesquisa desenvolvida por Oliveira e Von Sperling (2005), ao serem avaliados concomitantemente treze sistemas de lodos ativados nas modalidades convencional e aeração prolongada e oito reatores UASB seguidos de algum tipo de tratamento, dentre os quais, lagoas de polimento, os sistemas de lodos ativados mostraram um bom desempenho na remoção de coliformes termotolerantes.

No entanto, diferentemente dos valores de desempenho das estações que tratam os esgotos de Aracaju, os resultados mostrados pelos reatores anaeróbios, quando seguidos de pós-tratamento, foram superiores aos obtidos pelos lodos ativados, utilizados de forma isolada, no desempenho de remoção de coliformes termotolerantes.

Na ERQ Oeste, verificou-se o menor desempenho na remoção de coliformes termotolerantes, correspondente a 77%. Por ser composta de UASBs e valos de oxidação como pós-tratamento, sua eficiência deveria ser mais elevada.

Questões relacionadas à etapa de desinfecção, tais como, a concentração do desinfetante, no caso o cloro, tempo de contato com a água residuária, seu grau de dispersão no esgoto e suas características físico-químicas podem impactar negativamente no índice de remoção dos patógenos da ERQ Oeste.

No município de Blumenau, estado de Santa Catarina, uma ETE similar à ERQ Sul e ERQ Oeste, composta de UASB, reator biológico de leito móvel, tanque de contato (desinfecção) e sistema de recirculação e centrifugação de lodo, ao tratar o esgoto de uma

população aproximada de trinta e sete mil habitantes, obteve eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 99,9% (MIGLIOLI *et al.*, 2017).

Em uma ETE experimental constituída por um reator UASB em escala real, pré-fabricado em aço, de volume igual a 48 m<sup>3</sup> e altura de 5,7 m, seguido de um sistema de *wetland* de fluxo horizontal, composto por quatro unidades-piloto em paralelo foi medido isoladamente o desempenho do UASB na remoção de coliformes termotolerantes, cujo valor foi 67% (CALIJURI *et al.*, 2009). O conjunto de UASBs e valos de oxidação da ERQ Oeste obteve apenas 10% a mais em relação ao UASB avaliado na pesquisa.

A estação do Orlando Dantas apresentou a melhor eficiência de desempenho de remoção de coliformes termotolerantes em comparação às outras ETEs avaliadas, ao atingir 96,9% de eficiência, concordante aos desempenhos dessa modalidade de tratamento encontrados na literatura.

As Figura 5.16, Figura 5.17, Figura 5.18 e Figura 5.19 apresentam, respectivamente as variações de coliformes termotolerantes do esgoto bruto e do esgoto tratado das ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas, durante o período analisado.

### 5.1.5 pH

A Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) limita o pH dos efluentes tratados de esgotos sanitários lançados nos corpos hídricos entre 5 e 9 unidades.

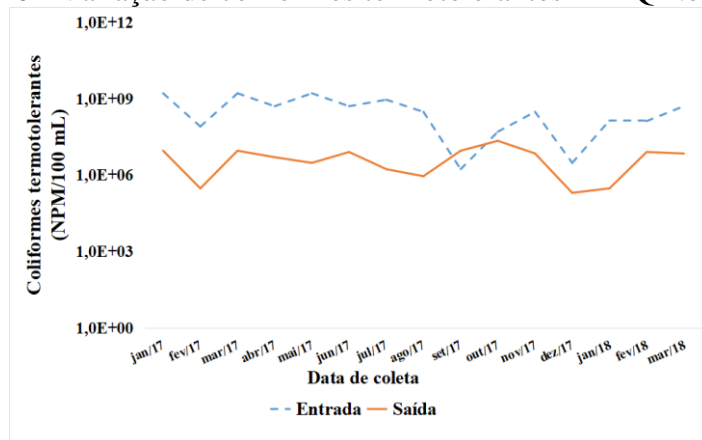
Para este parâmetro é possível constatar o atendimento pelas estações ao critério estabelecido. Nas quatro ETEs observadas, em todas as medições verificadas, o pH do efluente tratado manteve-se no intervalo compreendido na faixa estabelecida pelo CONAMA.

O esgoto bruto e o efluente das quatro estações apresentaram pH com valores próximos à neutralidade e por estarem próximos da faixa de pH entre 6 e 9, favoreceram a existência de maior diversidade biológica e, conseqüentemente, melhores condições para o tratamento biológico (METCALF e EDDY, 2016).

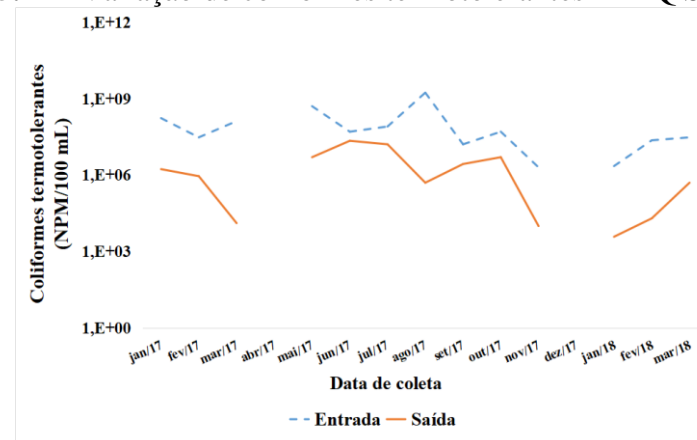
O pH é um parâmetro ambiental importante no desempenho das lagoas, pois pode afetar vários fatores, como inibir ou favorecer o crescimento de algas (WANG *et al.*, 2011).

Alterações no pH são afetadas pelo de crescimento de algas. Quando esse crescimento é limitado, as bactérias produzem excesso de dióxido de carbono que assume a forma de ácido carbônico e provoca a redução do pH. Na situação inversa, de crescimento significativo das algas, essas consomem o excesso de dióxido de carbono produzido pelas bactérias e aumentam o pH através da redução do ácido carbônico em solução (VENDRAMELLI *et al.*, 2017).

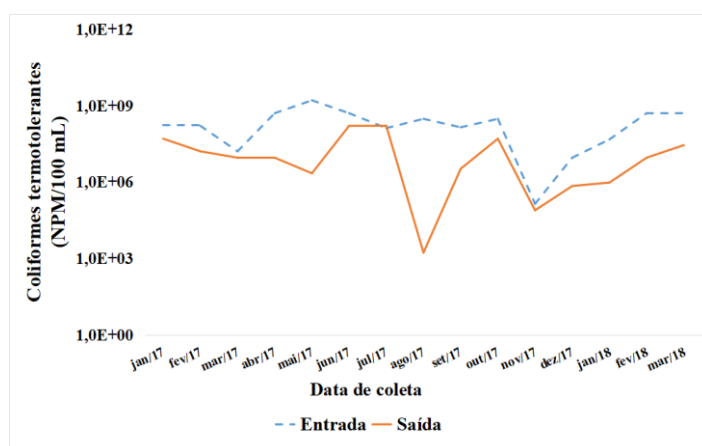


**Figura 5.16** - Variação de coliformes termotolerantes - ERQ Norte

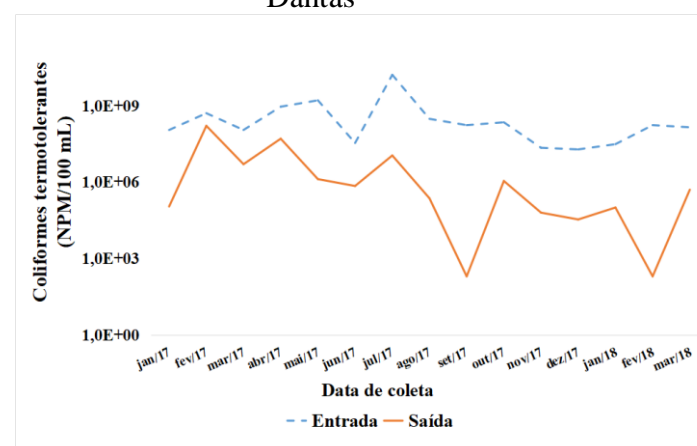
Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.17** - Variação de coliformes termotolerantes - ERQ Sul

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.18** - Variação de coliformes termotolerantes - ERQ Oeste

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.19** - Variação de coliformes termotolerantes - ETE Orlando Dantas

Fonte: Autor (2019).

As algas desempenham um papel único nos sistemas de lagoas de estabilização. Além de remover nutrientes, algas foram reconhecidas como um fator indireto de desinfecção, especialmente em águas residuais naturais dos processos de tratamento. Por exemplo, as algas são capazes de elevar as concentrações do pH por meio da fotossíntese. Os níveis de pH acima de 9 demonstraram ter efeito bactericida nas lagoas de estabilização (LIU *et al.*, 2018).

Na ERQ Norte, o pH do esgoto bruto variou de 6,9 a 8,1. Estes valores foram semelhantes aos obtidos por Smyth *et al.* (2018) e Campos *et al.* (2016), quando avaliaram a eficiência de lagoas facultativas no tratamento de esgotos domésticos.

Ao final do tratamento biológico da ERQ Norte, observou-se uma leve alcalinização do pH, cuja variação ficou entre 7,4 e 8,3. Conforme Mendonça (2000), as lagoas facultativas operam de forma eficiente com valores de pH ligeiramente alcalinos.

Em relação à ERQ Sul, também houve leve alcalinização do esgoto. Na entrada do sistema, o afluente apresentou pH de 7,1 a 7,9 e, após o tratamento, de 7,5 a 8,2 para o efluente.

A variação de pH do esgoto bruto na ERQ Sul manteve-se próxima da faixa ótima de pH, de 6,6 a 7,4, para o desenvolvimento das metanogênicas, embora fosse possível ocorrer estabilização na formação do metano em uma faixa de 6,0 a 8,0 (CHERNICHARO, 2016).

Os valores de pH do esgoto tratado da ERQ Sul ficaram próximos aos obtidos por Rocha *et al.* (2017) e Ross *et al.* (2018), ao fazerem uso de reatores UASB no tratamento de esgotos domésticos.

Diferentemente das ERQ Norte e ERQ Sul, na ERQ Oeste ocorreu uma pequena acidificação do esgoto. O pH do esgoto bruto variou de 7,2 a 8,3 e após o tratamento apresentou variação de 7 a 7,8.

Um sistema de tratamento pesquisado por Miglioli *et al.* (2017), composto de reator UASB seguido de reator biológico de leito móvel, ao tratar esgotos domésticos, apresentou valores de pH próximos aos da ERQ Oeste. Observou-se uma tendência de neutralidade no pH do sistema, dentro da faixa de pH ótima para a atividade microbiana.

Nas análises de pH na ETE Orlando Dantas, foi verificada uma variação valor do pH de no afluente de 7,2 a 8,1 e no efluente variou de 7,1 a 8,1, mantendo-se levemente alcalino.

Valor de pH próximo de 7 aumenta a eficiência na decomposição da matéria orgânica pelo sistema de lodos ativados, devido ao mesmo ser um processo estritamente biológico.

Em dois sistemas de lodos ativados avaliados por Zoby Jr. *et al.* (2015), a estação operada a um pH levemente acidificado mostrou eficiências de remoção de DBO e DQO inferiores a outra estação operada a um pH ligeiramente alcalinizado.

### 5.1.6 Óleos e graxas

Óleos e graxas são subprodutos do processamento de alimentos realizado em frigoríficos, restaurantes, propriedades domésticas, etc, também chamado de graxa marrom. Incluem-se restos de comida, gorduras de carnes, banha, óleos, manteiga, alimentos fritos, assados, dentre outros (HUSAIN *et al.*, 2014).

Fazem parte de uma subseção de lipídios, compostos de ácidos graxos, triacilgliceróis e hidrocarbonetos lipossolúveis (VOET *et al.*, 2016).

Inicialmente os resíduos gordurosos são encaminhados para tanques de escumação das estações, no primeiro estágio de tratamento (MARTÍN-GONZÁLEZ *et al.*, 2011).

Técnicas adicionais de remoção de óleos e graxas incluem dispositivos de retenção de gordura, separadores de placas inclinadas, sistemas de flotação por ar dissolvido, com o intuito de eliminar ou reduzir a concentração de gorduras, a fim de permitir o prosseguimento do tratamento sem qualquer inibição da redução biológica de matéria orgânica em águas residuais (CAMMAROTA e FREIRE, 2006).

Os materiais gordurosos não removidos no tratamento preliminar podem causar obstruções e interferências na planta da instalação, e no consequente aumento nos custos de operação e manutenção. A lenta degradação de óleos e graxas na estação de tratamento de águas residuais também pode afetar a atividade dos microrganismos, ao impedir a transferência de oxigênio ou retardar a degradação de outro material orgânico. A falha na remoção dos óleos e graxas resulta na sua descarga nos corpos hídricos, contida nas águas residuais indevidamente tratadas (WALLACE *et al.*, 2017).

De acordo com a Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), os efluentes tratados não podem ultrapassar o limite de até 100 mg/L de substâncias solúveis em hexano (óleo e graxas).

Em nenhuma estação, o esgoto tratado ultrapassou esse limite. Foram obtidas médias bem mais abaixo do estabelecido pela legislação, das quais: 2,5 mg/L para a estação ERQ Norte; 2,9 mg/L para a ERQ Sul; 2,8 mg/L para a ERQ Oeste e 2,6 mg/L para a estação do Orlando Dantas.

Orssatto *et al.* (2010), ao analisarem o desempenho de uma ETE, composta por dois reatores UASB, ao tratar esgoto doméstico do município paranaense de Cascavel, obtiveram valores médios de concentração no efluente de óleos minerais e óleos orgânicos (vegetais/animais), respectivamente de 3,7 mg/L e 9,1 mg/L, médias essas concordantes aos limites da legislação, mas superiores às verificadas nas ETEs estudadas.

Uma forma de contribuir na redução do aporte de substâncias gordurosas na rede de coleta pública de esgotos e sua consequente chegada até as ETEs é a adoção nos sistemas prediais de esgotos sanitários de edificações unifamiliares ou multifamiliares, de dispositivos retentores de óleos e graxas, denominados caixas de gordura. Estas, quando construídas de acordo com projetos adequados, aliadas a periódicas manutenções e retirada dos resíduos de gordura e material graxo retidos, têm sua eficiência aumentada sobremaneira.

Entre as quatro estações analisadas, o maior valor mensal relativo à concentração de óleos e graxas ocorreu na ERQ Oeste em janeiro de 2018, cujo valor foi de 7,2 mg/L, muito abaixo do valor limite da legislação.

### **5.1.7 Nitrogênio amoniacal**

Reduzir a concentração de nitrogênio no efluente das estações de tratamento de esgotos é um dos principais objetivos na prevenção da eutrofização aquática (HAUCK *et al.*, 2016).

As emissões de poluentes e nutrientes nos corpos hídricos causam diversos problemas nos ecossistemas aquáticos. O excesso desses nutrientes, de forma específica, nitrogênio e fósforo, causa o crescimento de algas e pode resultar no processo de eutrofização dos corpos d'água. Esse crescimento excessivo acarreta no aumento da turbidez e causa redução da penetração dos raios solares na coluna de água, com consequente diminuição da fotossíntese, um dos processos responsáveis pela oferta de oxigênio ao meio (BARROS, 2008).

Foram obtidas médias de 23,7 mg/L; 30,4 mg/L; 32 mg/L e 12 mg/L para as concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no esgoto tratado das estações ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas, respectivamente.

Na ERQ Norte, a maior concentração de nitrogênio amoniacal no efluente foi verificada em novembro de 2017, correspondente a 52 mg/L.

Por meio de análise de dados, Chaves *et al.* (2018) obtiveram uma eficiência média na remoção de nitrogênio amoniacal de 25% nesta estação de tratamento.

Em oitenta e nove lagoas facultativas avaliadas isoladamente, não seguidas de lagoas de maturação, como existente na ERQ Norte, Espinosa *et al.* (2017) verificaram um desempenho médio de remoção de nitrogênio amoniacal igual a 57% e uma concentração média no efluente de 13 mg/L.

Melhores desempenhos foram obtidos por Bastos *et al.* (2018), em estudo realizado em escala experimental de quatro lagoas de maturação em série ao tratar o efluente de um reator UASB construído em escala real. As quatro lagoas em série, da primeira até a última,

apresentaram isoladamente desempenho de 40,6%; 39%; 49,4% e 53%. A eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal na quarta e última lagoa foi de 91,4%.

As lagoas de maturação mostram importante contribuição na remoção cumulativa de nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização (VALERO e MARA, 2007).

A ERQ Norte, mesmo dotada de lagoas maturação precedidas de lagoas facultativas, obteve maior concentração média no esgoto tratado e menor eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em relação às lagoas supracitadas.

Apesar das lagoas facultativas não apresentarem expressiva eficiência na remoção de nutrientes, quando associadas às de maturação, deveriam apresentar concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto tratado inferiores às verificadas na ERQ Norte.

Fatores como a redução da profundidade decorrente do assoreamento, turbidez e condições de mistura, principalmente das lagoas de maturação podem ter efeito negativo no desempenho de remoção deste parâmetro desta ETE.

As Figura 5.20 e Figura 5.21 mostram aspectos de assoreamento em lagoas da ERQ Norte.

**Figura 5.20** - Pontos de assoreamento em lagoa da ERQ Norte



Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.21** - Vegetação em banco de areia próxima à entrada de esgoto em lagoa da ERQ Norte



Fonte: Autor (2019).

A menor e maior concentrações de nitrogênio amoniacal verificadas na ERQ Sul foram 17,1mg/L e 40,7 mg/L, respectivamente, em maio e novembro de 2017. A eficiência na remoção de nitrogênio nesta estação obtida por Chaves *et al.* (2018) foi 31%.

Von Sperling e Mascarenhas (2005) investigaram o desempenho de quatro lagoas rasas (profundidade de 0,40 m), em série, como pós-tratamento do efluente de um reator UASB.

A concentração de nitrogênio amoniacal do efluente do sistema combinado foi de 7,3 mg/L, resultado de uma eficiência de remoção igual a 67%.

Após o tratamento no reator, a concentração média de nitrogênio amoniacal foi de 29 mg/L, inferior à média da concentração verificada no esgoto tratado pelos valos de oxidação precedidos de UASB da ERQ Sul. Problemas de perda de lodo relacionadas à sua sedimentabilidade contribuem no aumento da concentração de nutrientes, como o nitrogênio e também de matéria orgânica no esgoto tratado.

As concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto tratado pela ERQ Oeste mostraram-se sempre superiores a 22 mg/L, com exceção apenas em abril de 2017, quando o valor foi de 14,3 mg/L. Essa menor concentração obtida pode ter como causa provável, a coleta da amostra para análise após elevada precipitação. Lopes (2015), ao caracterizar esgotos domésticos em ETEs, localizadas no Oeste do estado Paraná, observou a influência da elevação da precipitação durante o período de amostragem, na diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal das amostras coletadas.

Quanto aos valores de nitrogênio, fica evidente a necessidade de etapas de tratamento subsequente, pois o excesso de nitrogênio amoniacal reduz a concentração de oxigênio dissolvido e do pH no corpo d'água e causa a sua eutrofização.

Das quatro estações avaliadas, a ETE Orlando Dantas atingiu a menor média de concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto tratado. Somente em agosto, outubro e novembro de 2017 e março de 2018, as concentrações ultrapassaram o valor de 20 mg/L. Na média, a concentração de nitrogênio amoniacal foi de 12 mg/L. Entre janeiro de 2013 e dezembro de 2014, a eficiência dessa estação em relação à remoção de nitrogênio amoniacal foi 40% (CHAVES *et al.*, 2018).

Em um modelo, construído em escala de laboratório, de um valo de oxidação, Elena e Igor (2015) trataram águas residuárias domésticas da região de Moscou, na Rússia. Foi verificada uma eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal entre 80 e 90%.

Neste estudo, o controle de parâmetros operacionais tais como: concentração de oxigênio, TDH, velocidade do fluido, temperatura e pH foram imprescindíveis para o bom desempenho do sistema.

Outro estudo mediu o desempenho de remoção conjunta de nitrogênio e fósforo em um sistema de lodo ativado compartimentado. O reator concebido com zonas anaeróbia, anóxica e aeróbia, em escala de bancada, ao tratar esgotos advindos de sanitários e de atividades de preparo de refeições, com pH controlado entre 6,8 e 7,5, apresentou uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 86,52%. Na pesquisa, durante os sessenta dias de

avaliação, observou-se uma maior eficiência a partir do trigésimo quinto dia, a nitrificação passou a ser mais eficiente, resultando valores inferiores a 0,5 mg/L no esgoto tratado (BUENO *et al.*, 2017).

As Figura 5.22, Figura 5.23, Figura 5.24 e Figura 5.25 apresentam, respectivamente as variações de nitrogênio amoniacal do esgoto tratado das ERQ Norte, ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas, durante o período analisado.

### 5.1.8 Sulfetos

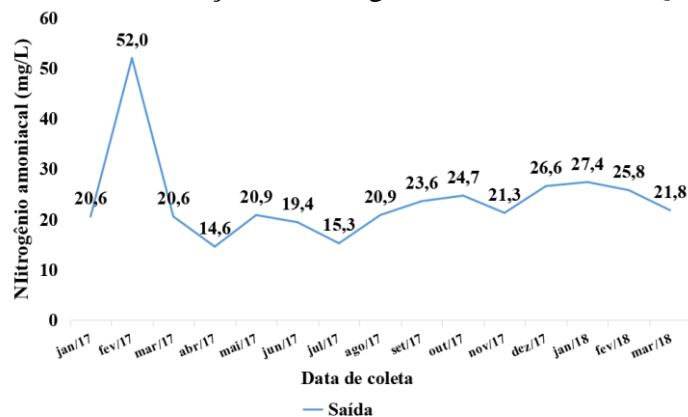
Os sulfetos resultam da redução dos sulfatos, amplamente presente nas águas residuais de várias indústrias, tais como farmacêutica, unidades químicas e produção de papel (ZHANG, *et al.*, 2013).

A presença de sulfetos em concentrações elevadas é a maior causa da exalação de maus odores durante o processo de tratamento de esgotos. O sulfeto de hidrogênio, gás tóxico e com odor característico de ovo podre, também é gerado pelo processo anaeróbio de tratamento dos esgotos domésticos (GASI *et al.*, 1984).

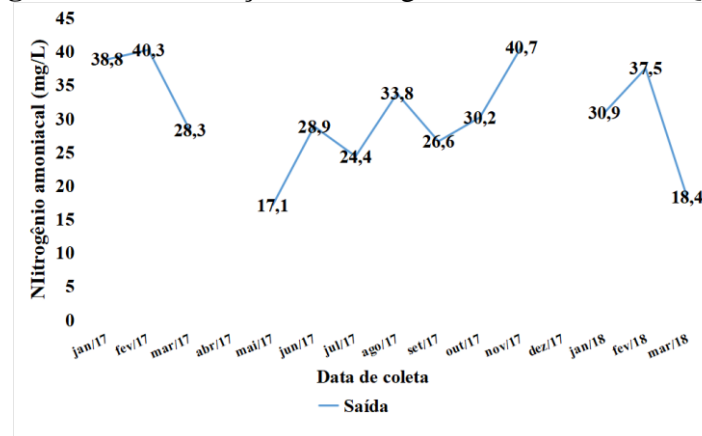
Além das queixas da comunidade residente no entorno das estações de águas residuais motivadas pela emanção de odores produzidos na geração do sulfeto de hidrogênio (JIANG, *et al.*, 2013), a presença desse composto pode causar sérios problemas de corrosão nas estruturas de concreto, acarretando redução da vida útil e elevados custos de manutenção dos sistemas (USEPA, 1992). A posterior reabilitação e substituição dos elementos danificados tornam-se bastante dispendiosas (SUN *et al.*, 2015), e resultam em taxas de depreciação de ativos de infraestrutura de esgoto muito altas, devido à redução considerável da vida útil das estruturas (SUN *et al.*, 2019). Nos Estados Unidos, o custo da reabilitação da infraestrutura de esgotos, foi estimado no ano de 2009, em 3,3 bilhões de dólares (USEPA, 2010).

Na legislação brasileira, não há determinação de limites para os valores de concentração de sulfetos contidos nos efluentes tratados lançados nos corpos d'água.

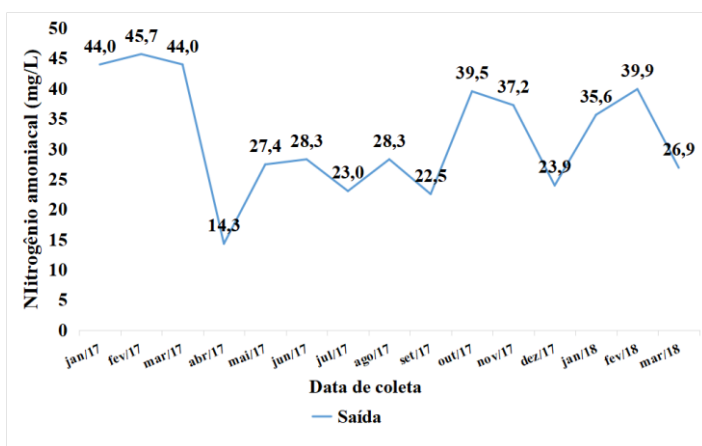
Para as quatro estações observadas, foram calculadas as médias destas concentrações presentes no esgoto tratado. Foram encontrados valores de 1,6 mg/L para a ERQ Norte, 1,5 mg/L para a ERQ Sul, 2,7 mg/L para a ERQ Oeste e 0 mg/L para a ETE Orlando Dantas.

**Figura 5.22** - Variação de Nitrogênio amoniacal - ERQ Norte

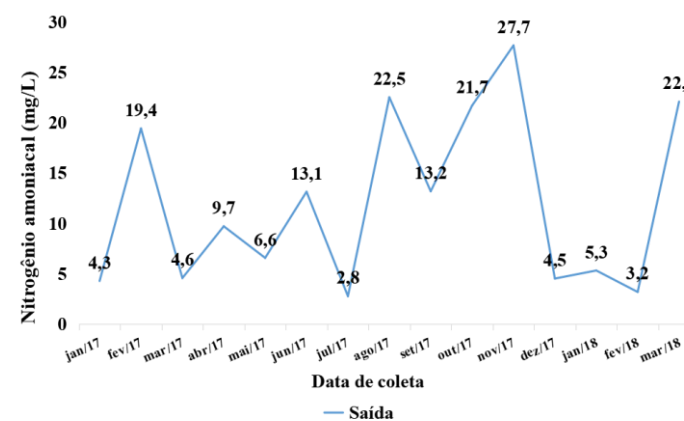
Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.23** - Variação de Nitrogênio amoniacal - ERQ Sul

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.24** - Variação de Nitrogênio amoniacal - ERQ Oeste

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.25** - Variação de Nitrogênio amoniacal - ETE Orlando Dantas

Fonte: Autor (2019).



Um reator UASB modificado, construído em escala de bancada, no qual se implementou um sistema com aeração injetada por pulsos de ar na manta de lodo, conseguiu 81% de diminuição de sulfeto no efluente, e garantiu uma concentração final de  $2,54 \pm 1,92$  mg/L, além de inibir o mau cheiro e diversos problemas relacionados com a formação de sulfeto em reatores anaeróbios e remover uma parcela considerável do material orgânico (LIMA *et al.*, 2016). Os sistemas das ERQ Sul e ERQ Oeste obtiveram valores próximos em relação ao esgoto tratado.

Hvitved-Jacobsen *et al.* (2002) relataram pequenos problemas de corrosão do concreto quando a concentração de sulfeto total nas águas residuais está dentro da faixa de 0,1 a 0,5 mg/L. Já severos problemas de corrosão do concreto podem ocorrer em concentrações de sulfetos acima de 2,0 mg/L.

#### **5.1.9 Qualidade do efluente das ETEs**

No que diz respeito às exigências da Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), as ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas cumpriram de forma integral todas as condições para os parâmetros analisados. Apenas a ERQ Norte descumpriu a legislação, ao ultrapassar uma única vez o limite tolerado de 120 mg/L de DBO e não apresentar uma eficiência mínima de 60%.

Referente às eficiências de remoção de poluentes, observou-se que, com exceção da ETE Orlando Dantas, as três outras estações analisadas, apresentaram para os parâmetros de DBO, sólidos sedimentáveis e coliformes termotolerantes valores abaixo do esperado, para o tipo de tratamento adotado.

Na ERQ Norte, foi verificada a menor eficiência na remoção de DBO correspondente a 45,2%, e na ERQ Oeste, a menor eficiência de sólidos sedimentáveis igual a 48,1%.

A análise dos dados mostra, de forma geral, uma melhor qualidade do efluente da ETE Orlando Dantas, com eficiências de remoção de poluentes muito próximas das encontradas na literatura. Por conseguinte, para esta estação, há cumprimento dos limites impostos pela Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011).

As demais estações, ERQ Norte, ERQ Sul e ERQ Oeste, mesmo ao cumprirem a legislação, quase na totalidade do período de estudo, alcançaram desempenho aquém do esperado, pelo tipo de tecnologia de tratamento adotada.

Destacam-se os baixos desempenhos de remoção de DBO nas ERQ Norte e ERQ Sul, e de DQO nas ERQ Norte, ERQ Sul e ERQ Oeste.

A baixa retenção de sólidos sedimentáveis da ERQ Oeste e ineficiente remoção de coliformes termotolerantes das ERQ Norte e ERQ Oeste também contribuem na diminuição dos padrões de qualidade dos esgotos tratados, mesmo estes estando em conformidade à legislação.

## 5.2 Soluções individuais de esgotos condominiais

Os dados referentes aos parâmetros de qualidade analisados na entrada e na saída das soluções individuais de esgotos dos dois condomínios, e das médias, desvios-padrão e eficiências dos parâmetros analisados durante o período de novembro de 2018 a março de 2019, estão dispostos nas Tabelas do Apêndice B.

No tocante às análises das soluções individuais de esgotos dos condomínios residenciais multifamiliares A e B, os valores médios de eficiência estão apresentados na Tabela 5.2.

<b>Tabela 5.2 – Eficiência de remoção média nos condomínios</b>		
Eficiência de remoção	Soluções individuais de esgotos	
	Condomínio A	Condomínio B
DQO (%)	20,2	13,0
DBO (%)	42,9	40,3
Nitrogênio Amoniacal (%)	Negativo (-27,8)	Negativo (-413)
Sólidos Sedimentáveis (%)	Negativo (-7.953,8)	Negativo (-397)
Sólidos Totais (%)	Negativo (-42,6)	Negativo (-6,0)
Sólidos Totais Fixos (%)	Negativo (-32,6)	4,0
Sólidos Totais Voláteis (%)	Negativo (-148)	Negativo (-24)

Fonte: Autor (2019).

Diante dos valores da Tabela 5.2, observa-se que as eficiências de remoção, com exceção da DQO e da DBO nos dois condomínios estudados e dos sólidos totais fixos no condomínio B, apresentam valores negativos, ou seja, os sistemas, ao contrário de tratarem os esgotos com a redução de suas cargas poluentes, potencializam os impactos ambientais quando do lançamento desses efluentes nos corpos hídricos receptores.

Os resultados, de forma geral, mostram desempenhos ruins dos dispositivos de tratamento de esgotos dos condomínios A e B.

### 5.2.1 DQO

Nos dois sistemas avaliados, a estação compacta de tratamento, referente ao condomínio A, apresentou uma remoção de DQO de 20,2%, enquanto no condomínio B, dotado de conjunto associado de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente, verificou-se uma eficiência de remover DQO igual a 13%. Para os dois tratamentos, os valores de desempenho estão bem abaixo dos índices observados na literatura.

Um sistema compacto de tratamento de esgotos, similar ao utilizado pelo condomínio A, ao tratar efluentes de aproximadamente 1.700 habitantes no município de Uru, estado de São Paulo, obteve valor médio de 85% na remoção de DQO (RIBEIRO e SILVA, 2018).

Fountoulakis *et al.* (2016), ao tratar águas cinzas, através de sistema compacto constituído por unidades anaeróbia e aeróbia, alcançou eficiência na remoção de DQO de 87%.

Em outra pesquisa, ao se avaliar a eficiência de um filtro biológico aerado de forma passiva precedido por um decantador, a remoção de DQO apenas no filtro foi de 91% (ABOU-ELELA *et al.*, 2019).

Um melhor desempenho em degradar matéria orgânica no sistema do condomínio A poderia ser alcançado com a instalação de defletores nas duas câmaras anaeróbias do sistema, como forma de tornar mais eficiente a separação sólido-líquido do afluente. Dessa maneira, a perda de biomassa seria diminuída e não haveria uma sobrecarga de sólidos no biofiltro aerado submerso e no decantador.

Santos *et al.* (2016) relataram a importância do separador de fases no incremento na eficiência de reatores anaeróbios, ao levar a uma maior retenção de lodo e uma minimização das frações de DQO descarregadas no efluente.

A eficiência verificada no sistema do condomínio B em remover a DQO foi 13%, pouco inferior à do condomínio A. Diferentemente dos valores obtidos por Arrubla *et al.* (2016), em um sistema também dotado de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico, cuja eficiência de remoção de DQO foi 56,8%, ainda considerada baixa para esse tipo de tratamento, que ao operar em boas condições atinge em torno de 80% de desempenho (JORDÃO e ALEM SOBRINHO, 2009).

No *campus* de uma universidade situada no Norte da Índia, um sistema compacto composto de dois reatores anaeróbios (tanque séptico e filtro anaeróbio), ao tratar águas negras

de banheiros de um alojamento de estudantes, conseguiu eficiência na remoção de DQO de 72,6% (SHARMA e KAZMI, 2015), valor muito superior comparado ao tratamento utilizado no condomínio B.

O provável acúmulo de lodo no tanque séptico, causado pela falta de manutenção periódica do sistema, compromete sua capacidade de tratamento primário e também implica na inexpressiva retenção de sólidos sedimentáveis. A passagem de um esgoto de concentração maior de sólidos para o filtro anaeróbio implica na possibilidade de maior acúmulo dessas partículas nos interstícios da camada de brita. À medida que os espaços vazios da camada suporte ficam menores, há uma tendência de aumento na velocidade ascensional do esgoto líquido, juntamente com maior arraste e perda desses sólidos no efluente, causando impactos negativos em relação à remoção da DQO.

Em quatro das onze análises, o efluente apresentou maior concentração de DQO em relação ao afluente.

### **5.2.2 DBO**

Devido à impossibilidade da realização de DBO no laboratório de Laboratório de Hidráulica e Saneamento do Instituto Federal de Sergipe (IFS), *Campus* Aracaju, e pela sua importância na determinação do nível de poluição das águas, além de ser parâmetro de qualidade contido na Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), utilizou-se de relação entre DQO e DBO para obtenção da demanda biológica de oxigênio.

De acordo com Von Sperling (2014), a relação DQO/DBO para esgotos domésticos brutos varia em torno de 1,7 a 2,4 e atinge valores superiores a 2,5 no efluente final do tratamento biológico.

Nesse trabalho foi adotada a relação DQO/DBO igual a 2 no esgoto bruto e 3 para o efluente final das soluções individuais.

Foram verificadas baixas remoções de DBO nos condomínios A e B, iguais a 42,9% e 40,3%, respectivamente. Mesmo assim, apenas o condomínio B não atendeu à Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) durante o período monitorado, em uma das onze análises realizadas. Na amostra coletada em 19 de novembro de 2018, a concentração de DBO no esgoto tratado foi de 149,3 mg/L, superior ao limite de 120 mg/L da legislação, e eficiência de 5,8%, inferior a 60%. O condomínio A atendeu à legislação referente à DBO em todas as análises realizadas.

Um sistema compacto, avaliado por Ribeiro e Silva (2018), semelhante ao do condomínio A, apresentou desempenho superior na remoção de DBO, correspondente a 91%, nesta ETE compacta, concebida para tratar esgotos de pequenas comunidades.

Em outra pesquisa, Abou-Elela *et al.* (2019), ao analisarem em escala piloto o funcionamento apenas de um biofiltro, aerado de forma passiva, alimentado por esgotos domésticos da cidade do Cairo, no Egito, observaram uma remoção de DBO igual a 93%, bastante superior à da unidade de tratamento do condomínio A.

A falta de uma programação no descarte do lodo sobressalente e da sua recirculação para as câmaras anaeróbias da unidade de tratamento do condomínio A contribuíram na sua baixa eficiência. Da mesma forma, a ausência de limpeza do biofiltro aerado submerso, durante todo o período de três anos de operação, implicou no desempenho abaixo do esperado.

Ramos (2008) comprovou a necessidade de uma programação de descartes do lodo em reatores UASB como forma de minimizar a perda de sólidos no efluente e elevar sua eficiência de remoção de DBO.

O condomínio B apresentou, para o tipo de tratamento adotado, eficiência abaixo do valor encontrado em pesquisas nas quais foram avaliadas soluções individuais similares.

Arrubla *et al.* (2016) ao monitorarem um sistema, localizado em uma zona rural da Colômbia e semelhante ao do condomínio B, obtiveram eficiência de remoção de DBO de 50,1%. Foi proposto pelos autores o aumento do TDH nas unidades de tratamento e melhores condições ambientais para os processos biológicos ocorridos dentro dos reatores como forma de aumento de seu desempenho.

A eficiência de um filtro anaeróbio, construído em escala de bancada, na ETE do município de Chapala, no México, com preenchimento de rocha porosa, ao tratar esgoto residencial foi de 76,1% (MERINO-SOLÍS *et al.*, 2015). Ressalta-se o desempenho deste filtro ser superior ao do conjunto de tanque séptico associado ao filtro anaeróbio, do condomínio B.

Até mesmo o tipo de material usado como preenchimento nos filtros dos condomínios A e B, aparas de eletroduto de PVC e brita nº 4, respectivamente, pode interferir no seu desempenho de remoção de matéria orgânica, pois estes devem propiciar a fixação dos microrganismos no biofilme formado e reter os sólidos suspensos presentes no esgoto.

Picanço *et al.* (2001) ao operarem um reator de leito fixo de fluxo ascendente, em escala de bancada, que consistia em um tubo de PVC de 1,2 m e diâmetro de 20 cm, no qual foram fixados dezesseis eixos metálicos cada um contendo quatro suportes diferentes (PVC, espuma de poliuretano, tijolo refratário e cerâmica especial), observaram uma diferença notável na quantidade de biomassa ligada a esses suportes, principalmente devido às diferentes

capacidades de retenção e porosidade. Os suportes porosos (espuma de poliuretano e cerâmica especial) retiveram maior quantidade de biomassa comparados aos suportes não-porosos (PVC e tijolo refratário).

Apesar dos sistemas dos dois condomínios atenderem à legislação, em relação ao parâmetro DBO, na quase totalidade do período estudado, há possibilidade destes, alcançarem melhores eficiências por meio de medidas programadas de manutenção, adequações e monitoramento dos seus dispositivos de tratamento.

As Figura 5.26 e Figura 5.27 apresentam, respectivamente, as variações de DQO do esgoto bruto e do esgoto tratado dos condomínios A e B, enquanto as Figura 5.28 e Figura 5.29 apresentam, respectivamente, as variações de DBO dos condomínios A e B, durante o período analisado.

### 5.2.3 Nitrogênio amoniacal

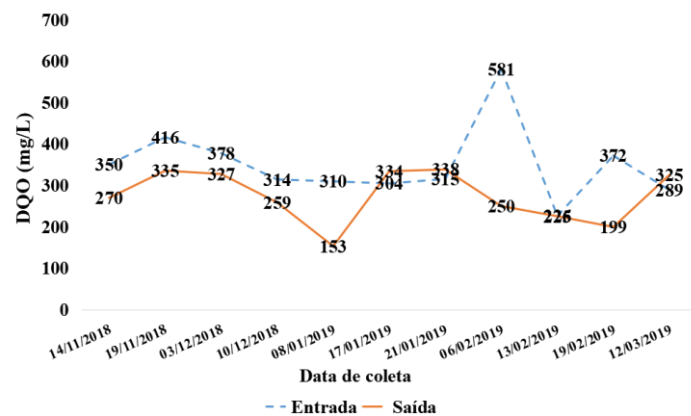
Nos dois sistemas avaliados, foram verificadas eficiências negativas quanto à remoção de nitrogênio amoniacal. Os valores das concentrações nos efluentes nos dois sistemas foram superiores às concentrações nos afluentes em quase todas as análises realizadas.

Na prática, o esgoto bruto dos condomínios, ao passar pelos dispositivos de tratamento, eleva sua concentração de nitrogênio amoniacal, para posterior lançamento, com suas cargas poluentes referentes a este parâmetro, aumentadas, na infraestrutura de drenagem, conectada a um corpo hídrico. Como consequência, há mais contaminação e maiores chances de eutrofização deste ambiente aquático.

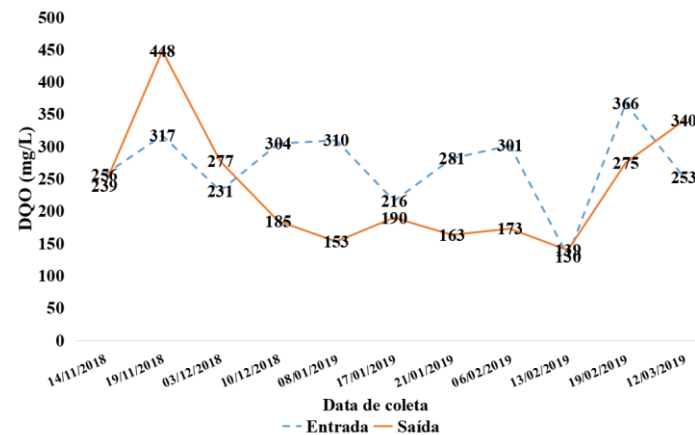
Em apenas quatro das onze amostras coletadas no condomínio A, houve desempenho positivo do sistema de tratamento.

A maior concentração de nitrogênio amoniacal no efluente ocorreu em 17/01/19, cujo valor foi 77,7 mg/L.

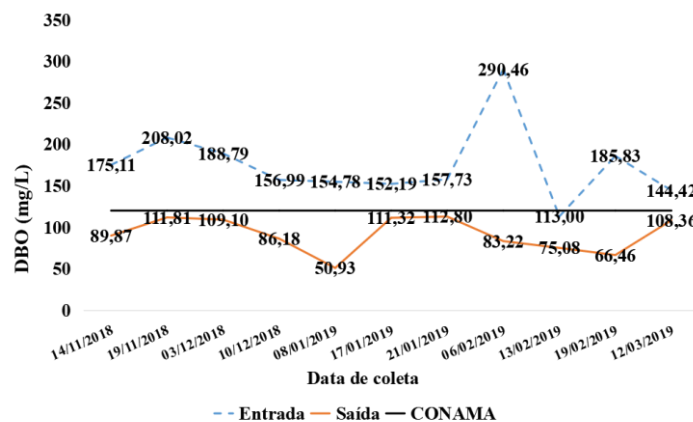
Um sistema semelhante ao do condomínio A, analisado por Abou-Elela *et al.* (2016), tratou esgoto por meio de um conjunto composto de reator UASB seguido de biofiltro aerado e, por último, um decantador dotado de defletores inclinados, com o intuito de reter biomassa, por ventura saída do filtro e melhorar a qualidade do efluente tratado, concebido em escala piloto na cidade do Cairo, no Egito. O sistema foi operado durante quase dois anos, à temperatura ambiente variável entre 10 e 40°C. Verificou-se o desempenho do reator UASB quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, e obteve-se uma eficiência negativa igual a -10,9%.

**Figura 5.26** - Variação de DQO - Condomínio A

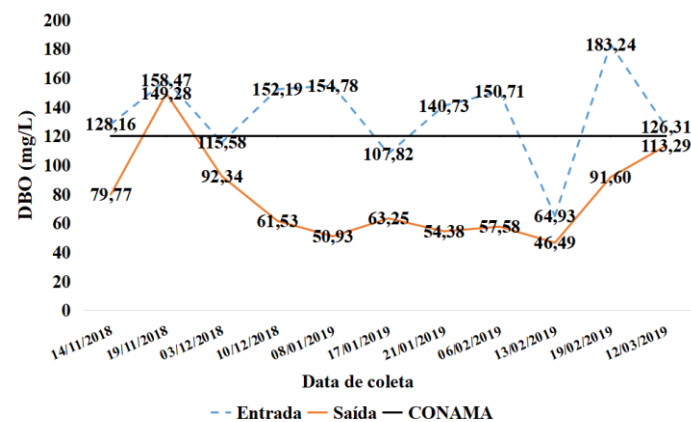
Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.27** - Variação de DQO - Condomínio B

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.28** - Variação de DBO - Condomínio A

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.29** - Variação de DBO - Condomínio B

Fonte: Autor (2019).

Durante o processo anaeróbio, a razão da baixa remoção de nutrientes ocorre pelo fato do nitrogênio orgânico e fósforo serem hidrolisados em amônia e fosfato, não havendo sua remoção pelo sistema, e dessa forma, suas concentrações aumentam na fase líquida (KHAN *et al.*, 2011).

No biofiltro aerado, foram alcançadas altas taxas de remoção de nutrientes. A maior eficiência de remoção foi obtida durante o verão, devido ao aumento da temperatura e consequente elevação da atividade de bactérias nitrificantes, responsáveis pela oxidação da amônia. O valor médio residual do nitrogênio amoniacal foi de  $12,3 \pm 3$  mg/L, enquanto no inverno alcançou  $15,2 \pm 2$  mg/L (ABOU-ELELA *et al.*, 2016).

Em outra pesquisa, realizada em escala de laboratório, a remoção de nitrogênio amoniacal de um reator UASB mostrou-se insuficiente, e algumas vezes, a concentração aumentou entre 3 e 5 mg/L. Todavia houve remoção do nitrogênio no biofiltro aerado, ao tratar o efluente do reator, devido à presença do oxigênio do processo de aeração. No biofiltro, houve nitrificação quase completa. A concentração de nitrito aumentou de 0,06 para 0,69 mg/L, enquanto a de nitrato elevou-se de 0,11 para 2,06 mg/L (ABOU-ELELA *et al.*, 2015).

De maneira dissemelhante, no condomínio A, não se verificou a remoção do nitrogênio amoniacal no sistema de tratamento, pelo contrário, durante o processo ocorreu aumento de sua concentração no efluente final, apesar da existência do biofiltro aerado a jusante das duas câmaras anaeróbias de fluxo ascendente.

Uma possível aeração ineficaz, nesse caso, pode afetar de forma contundente o processo de nitrificação no esgoto. Outra hipótese seria a presença considerável de matéria orgânica no filtro, decorrente da ineficiência dos reatores anaeróbios, e a consequente inibição do processo de nitrificação devido à competição por matéria orgânica.

No condomínio B, a remoção do nitrogênio amoniacal ainda foi pior. Não houve remoção do parâmetro analisado e todas as amostras de saída apresentaram concentrações superiores às da entrada.

Mesmo ao utilizar uma forma anaeróbia de tratamento, como o tanque séptico convencional utilizado no condomínio B, Nasr e Mikhaeil (2015) conseguiram remoção de nitrogênio amoniacal entre 17,7% e 26,8%.

VIET ANH *et al.* (2005) atribuem à hidrólise ocorrida nas águas residuais do tanque séptico, o aumento de concentração de nitrogênio amoniacal no efluente em comparação com a concentração do afluente. O alto teor de nitrogênio pode ser uma razão importante por não serem alcançadas altas taxas de eficiência de remoção no tanque séptico.



Outro tanque séptico, avaliado por Al-Zreiqat *et al.* (2018), também apresentou um desempenho insatisfatório na remoção de nitrogênio amoniacal correspondente a -21,8%. Obteve-se uma concentração média na entrada do tanque séptico de  $69 \pm 13$  mg/L e na saída de  $84 \pm 15$  mg/L.

Todavia quando este tanque operou associado a um sistema de recirculação de efluente, conectado a um *wetland* de fluxo vertical, a eficiência na remoção do conjunto em remover nitrogênio amoniacal atingiu 98,2%.

#### 5.2.4 Sólidos sedimentáveis

Inicialmente, o sistema de tratamento do condomínio A se mostrou eficiente. Nas análises das cinco primeiras coletas, houve bom desempenho na remoção de sólidos sedimentáveis e atendimento à Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) que estipula como limite máximo o valor de 1,0 mL/L em teste de uma hora em cone *Inmhoff*.

Porém, nas análises das coletas restantes, houve aumento significativo da ineficiência do sistema e desobediência à supracitada resolução. Diante disso, não houve remoção de sólidos sedimentáveis no dispositivo de tratamento do condomínio A.

Uma manutenção nas câmaras anaeróbias efetuada de forma incorreta pode ter sido a causa do aumento da presença de sólidos sedimentáveis a partir da sexta coleta. Na intenção de se retirar o excesso de lodo, boa parte da biomassa foi apenas revirada, e ao permanecer dentro do sistema, e desprendida da manta, foi carregada para o efluente final.

Ribeiro e Silva (2018) relataram a importância da correta operação de descarte e retorno do lodo na contribuição da melhoria em um sistema compacto de tratamento similar ao do condomínio A. O lodo bruto decantado, acumulado dentro dos reatores UASB, antes descartado a cada seis meses, passou a ser feito a cada três meses, para obtenção de melhores resultados. A limpeza dos filtros aerados submersos também foi realizada a cada três meses.

Ao final de dezesseis semanas, a concentração de sólidos sedimentáveis na saída do sistema foi de  $0,81 \pm 1,90$  mL/L, enquanto no afluente correspondeu a  $17,33 \pm 29,82$  mL/L.

Apenas um reator UASB, analisado por Ross *et al.* (2018), ao tratar uma vazão de esgotos domésticos de 37,5 L/s, conseguiu reduzir a concentração de sólidos sedimentáveis no afluente de  $2,9 \pm 1,4$  mL/L para  $0,4 \pm 0,8$  mL/L, abaixo do limite de 1,0 mL/L estabelecido pela Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011).

No condomínio B, o conjunto composto pela associação de tanque séptico e filtro anaeróbio não removeu sólidos sedimentáveis.

Em seis das onze amostras, foi verificada maior presença destes sólidos no efluente em relação ao afluente. Houve cumprimento na metade do período avaliado da Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011).

Pelo fato do sistema ser composto de tanque séptico, cuja retenção de sólidos sedimentáveis é uma de suas principais funções, presume-se que a não remoção periódica do lodo do tanque séptico, torna-o uma caixa de passagem na qual o efluente líquido carrega partículas e microrganismos para o meio físico (PEREIRA *et al.*, 2009).

Como consequência há colmatação dos interstícios do leito de pedra no filtro anaeróbio, pelos sólidos não retidos no tanque séptico, e perda de funcionalidade do conjunto, corroborada pela falta de retrolavagem da camada suporte do filtro e da remoção do lodo envelhecido no seu fundo falso.

#### **5.2.5 Sólidos totais, fixos e voláteis**

Pode-se definir a matéria sólida total do esgoto (sólidos totais), como a matéria remanescente como resíduo após evaporação a 103°C (APHA, 2012). Caso este resíduo seja calcinado a 600°C, as substâncias orgânicas volatizam e as minerais permanecem sob a forma de cinza, compondo assim a matéria sólida volátil (sólidos voláteis) e a matéria fixa (sólidos fixos), respectivamente.

A estabilidade biológica dos sistemas pode ser comprovada através do conhecimento da fração de sólidos voláteis mediante exames no lodo do esgoto (JORDÃO e PESSÔA, 2017).

Em relação ao condomínio A, não houve remoção de sólidos totais. Notou-se que, após o tratamento pelo sistema compacto, houve aumento considerável na concentração de sólidos totais, diferente do desempenho obtido por Ribeiro e Silva (2018), igual a 54%, ao analisarem a eficiência da associação de filtro aerado submerso precedido de reator UASB.

No condomínio B, também não ocorreu remoção de sólidos totais, diferentemente de Colares e Sandri (2013), que ao medir o desempenho de um conjunto de três tanques sépticos compartimentados, dispostos em série, seguidos por três leitos cultivados, ao tratar esgotos sanitários, conseguiu uma eficiência no conjunto de tanques igual a apenas 37,56% quanto à remoção de sólidos totais.

Os sólidos fixos indicam a quantidade de matéria inorgânica presente nas águas residuais, correspondente à fração de sólidos restante após o processo de calcinação a 550° C.

Destarte, toda a matéria orgânica volatiza-se, permanecendo na cápsula de porcelana apenas a fração inorgânica.

No condomínio A, observou-se em relação aos sólidos fixos, maior valor na concentração média no efluente comparado ao afluente. Pelo fato de não ter havido remoção desses sólidos, possivelmente, há carreamento de substâncias mineralizadas do biofiltro junto ao esgoto tratado.

Da mesma forma, a concentração média de sólidos voláteis mostrou-se superior na saída do sistema comparada à entrada.

A maior presença de sólidos voláteis no esgoto tratado ratifica a baixa remoção de DBO e DQO e a ineficiência do sistema em degradar matéria orgânica nas câmaras anaeróbias, bem como o mau desempenho do processo de sedimentação ocorrido no decantador.

O gerenciamento ineficiente do lodo em excesso nos reatores anaeróbios também pode propiciar a perda excessiva de sólidos no efluente final do sistema.

Grandes acúmulos de lodo dentro do reator ocasionam elevadas perdas de sólidos no efluente tratado, pois sendo a biomassa retida no decantador, devido a elevada carga de sólidos, parte destes não sedimenta e, por consequência, há degradação da qualidade do esgoto tratado, ocasionada pela perda de eficiência do sistema de tratamento em remover matéria orgânica e reter sólidos (FLORIPES *et al.*, 2018).

A perda de biomassa no efluente final contribui com o aumento de sua concentração de nutrientes, tais como o nitrogênio, além da elevação da concentração da matéria orgânica, em relação ao afluente (SILVA *et al.*, 2019).

Verificou-se em sete das onze análises de amostras referentes ao condomínio A, a concentração de nitrogênio amoniacal maior no esgoto tratado em relação ao esgoto bruto.

A eficiência na remoção de sólidos fixos referente ao condomínio B atingiu apenas 4%. Não se verificou remoção de sólidos voláteis. Esta elevada concentração de sólidos voláteis no efluente comprova a baixa retenção de matéria orgânica no sistema do condomínio B, corroborada pelas baixas eficiências de DBO e DQO obtidas nas análises.

As Figura 5.30 e Figura 5.31 apresentam, respectivamente, as variações de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do esgoto tratado dos condomínios A e B, enquanto as Figura 5.32 e Figura 5.33 apresentam, respectivamente, as variações dos sólidos totais dos condomínios A e B, durante o período analisado.

#### **5.2.6 pH e temperatura**

Os valores de pH no afluente e efluente do sistema de tratamento do condomínio A mantiveram-se próximos à neutralidade, favoráveis à existência da maioria da vida aquática, e do

crescimento de bactérias, por estar no intervalo de pH ideal, compreendido entre 6,5 e 7,5 (METCALF e EDDY, 2016).

O pH do esgoto bruto variou entre 6,5 e 7,9 e após o tratamento biológico, observou-se uma leve acidificação do pH ao apresentar uma variação entre 5,7 e 7,2. Por conseguinte, em conformidade com os limites de lançamento estabelecidos pela Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), cuja faixa de pH varia de 5 a 9.

As temperaturas médias no afluente e no efluente foram 30,6°C e 31,3°C, respectivamente. Assim, estiveram dentro da faixa de temperatura ótima para a atividade biológica, compreendida entre 25°C e 35°C.

Santos *et al.* (2018a), através de uma investigação experimental com quatro reatores UASB construídos em escala piloto na Universidade Federal de Campina Grande, estabeleceram além da idade do lodo, a temperatura como a principal variável operacional que afeta a eficiência do tratamento anaeróbio.

Temperaturas inferiores a 15°C tornam inativas as bactérias produtoras de metano e a 50°C, interrompe-se a digestão anaeróbia (METCALF e EDDY, 2016).

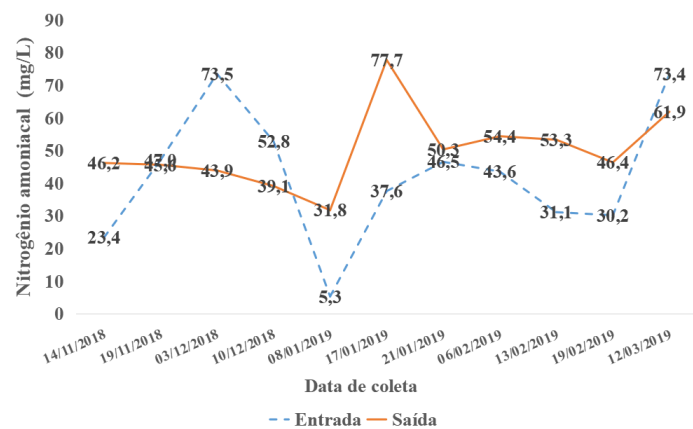
No condomínio A, os valores de temperatura obtidos mantiveram-se inferiores a 40°C, conforme os limites de lançamento estabelecidos pela Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011).

Em relação ao condomínio B, o comportamento dos parâmetros de pH e temperatura foram semelhantes ao do condomínio A.

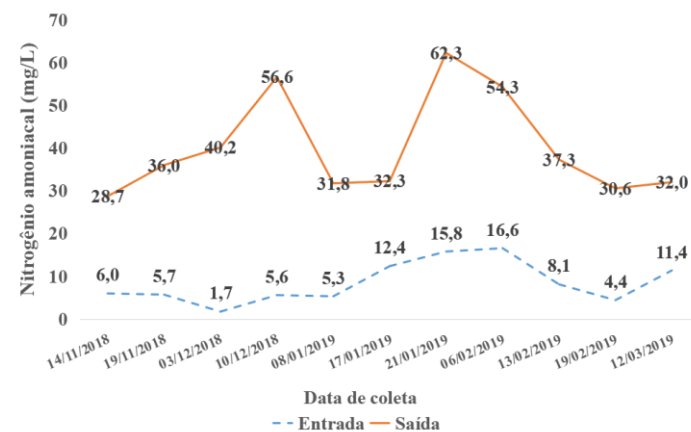
Os valores do pH estiveram em uma faixa entre 6,5 e 8,4 no afluente e no efluente 5,6 e 7,3, semelhantes aos obtidos por Daija *et al.* (2016), Merino-Solís *et al.* (2015) e Colares e Sandri (2013), ao pesquisarem eficiências de tanques sépticos e filtros anaeróbios.

Esta tendência de acidificação nos efluentes dos dois condomínios mostra condições ambientais nos reatores anaeróbios inadequadas, com queda da produção de metano e diminuição no consumo de ácidos graxos.

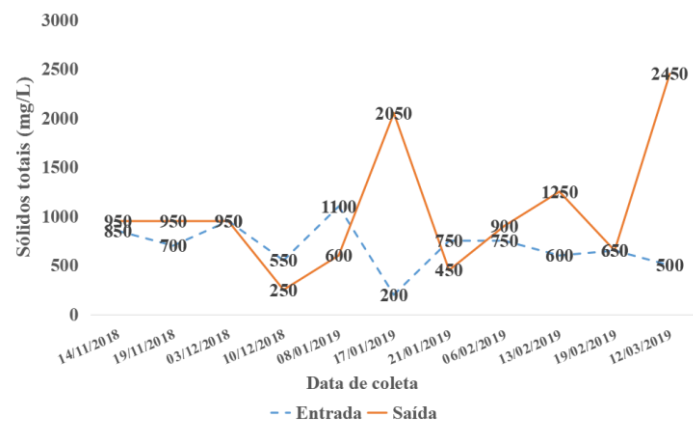
Para a temperatura, foram obtidos valores médios no esgoto bruto e tratado de 30,8°C e 31°C, respectivamente. Tanto o pH, quanto a temperatura do condomínio B estiveram em conformidade à Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011).

**Figura 5.30** - Variação de Nitrogênio amoniacal - Condomínio A

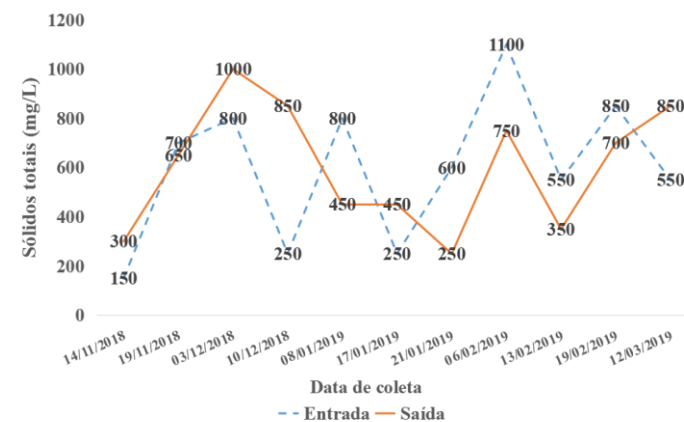
Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.31** - Variação de Nitrogênio amoniacal - Condomínio B

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.32** - Variação de sólidos totais - Condomínio A

Fonte: Autor (2019).

**Figura 5.33** - Variação de sólidos totais - Condomínio B

Fonte: Autor (2019).

### **5.2.7 Qualidade do efluente das soluções individuais de esgoto dos condomínios**

Quanto aos esgotos dos condomínios tratados pelas suas soluções individuais, verificou-se baixa qualidade dos seus efluentes.

Os sistemas de tratamento dos condomínios A e B mostraram baixo desempenho de remoção de matéria carbonácea, com respectivas eficiências de DBO iguais a 42,9% e 40,3%. No entanto, atenderam à Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), exceto em uma das amostras do condomínio B.

Em relação aos sólidos sedimentáveis, não houve cumprimento da Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) em praticamente metade do período avaliado nos dois condomínios.

Da mesma forma, não ocorreu remoção de nitrogênio amoniacal nos sistemas avaliados.

Os resultados obtidos mostram, de forma geral, o mau funcionamento dos dispositivos de tratamento condominiais. Pelos tipos de soluções adotadas esgotos tratados de maior qualidade deveriam ser alcançados e assim, efluentes com elevadas cargas de poluentes não seriam lançados nos corpos hídricos.

Para que se garanta um desempenho mínimo destas soluções pontuais, faz-se necessária a adoção de dispositivos legais, tais como licença de construção e de operação, nos quais as autoridades fiscalizadoras e reguladoras, representantes do poder público, garantam o bom funcionamento dos sistemas conforme projetados, comprovados periodicamente por meio de inspeções visuais ou através de ensaios físicos, químicos e bacteriológicos.

Na prática, a licença de operação somente é cobrada quando do funcionamento inicial do sistema. Sem a exigência de sua renovação periódica, os sistemas são vistoriados e operados pelos funcionários dos condomínios, os quais não possuem nenhuma qualidade técnica para tal fim. No caso de cobrança efetiva pelo poder público de renovação da licença, haveria manutenção realizada por profissionais da área de saneamento, e também seriam realizadas análises para comprovar o bom funcionamento das soluções individuais de esgoto.

Quando da comprovação de desobediência aos critérios estabelecidos nas licenças e projetos, compete ao poder público, dotado de autoridade legal, exigir que sejam realizados reparos e adequações nos sistemas de tratamento individuais.

Chama atenção a adoção de sistemas descentralizados em áreas densamente habitadas, nas quais já deveria ter sido executada infraestrutura de rede de coleta e tratamento dos esgotos, quando da instalação da rede de distribuição de água e antes da pavimentação das

vias. É preciso entender o emprego de soluções individuais de esgoto, como uma exceção à regra, utilizado principalmente para atender comunidades isoladas, distante dos centros urbanos, e não no tratamento de águas residuárias de edificações localizadas em conglomerados urbanos.

## 6 CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos, verificou-se melhor eficiência das quatro ETEs da companhia estadual de saneamento avaliadas em relação às soluções individuais de tratamento de esgotos dos condomínios A e B analisados.

No que diz respeito às exigências da Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), as ERQ Sul, ERQ Oeste e ETE Orlando Dantas cumpriram de forma integral todas as condições para os parâmetros analisados. Apenas a ERQ Norte descumpriu a legislação, ao ultrapassar uma única vez o limite tolerado de 120 mg/L de DBO e não apresentar uma eficiência mínima de 60%.

Referente às eficiências de remoção de poluentes, observou-se que, com exceção da ETE Orlando Dantas, as três outras estações analisadas, apresentaram para os parâmetros de DBO, sólidos sedimentáveis e coliformes termotolerantes valores abaixo do esperado, para o tipo de tratamento adotado.

Na ERQ Norte, foi verificada a menor eficiência na remoção de DBO correspondente a 45,2%, e na ERQ Oeste, a menor eficiência de sólidos sedimentáveis igual a 48,1%.

Em relação às soluções individuais dos condomínios A e B, quanto ao cumprimento da Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011), dos parâmetros analisados, houve atendimento dos parâmetros DBO, pH e temperatura. Para os sólidos sedimentáveis, ocorreu cumprimento à legislação na metade do período analisado. E a eficiência média em remover nitrogênio amoniacal, sólidos totais e sólidos voláteis foi negativa nos dois condomínios.

Quanto às eficiências na remoção de poluentes dos tratamentos individuais condominiais, observou-se que estes apresentaram valores muito abaixo do esperado, pelo tipo de tratamento utilizado. Apesar de muito baixas, as eficiências de remoção de DBO e DQO dos condomínios A e B, juntamente com a eficiência de remoção de sólidos fixos do condomínio B foram os únicos valores positivos de eficiência, enquanto as demais apresentaram valores negativos.

Em face do exposto, pode-se concluir a necessidade de alocação de recursos para investimentos em uma maior frequência de análise laboratorial, na operação e manutenção da infraestrutura das ETEs. No caso específico da ERQ Norte, ações de intervenção para remoção do lodo acumulado nas lagoas propiciarão melhorias no seu desempenho operacional. Nas ERQ Sul e ERQ Oeste, é preponderante o retorno do pleno funcionamento do tratamento preliminar, através do gradeamento, de forma a evitar a entrada de sólidos grosseiros e flutuantes nas etapas seguintes de tratamento.



Capacitar de forma contínua os profissionais ligados à operação dos sistemas contribui também no aumento de desempenho das estruturas de tratamento dos esgotos.

No caso das soluções descentralizadas, a falta de fiscalização da operação dos sistemas pelos órgãos públicos acarreta em falhas, causadoras de degradação das águas superficiais. Por se encontrarem enterrados, inexiste um comprometimento com as inspeções e manutenção dos sistemas por parte dos responsáveis pelos condomínios, apesar da operação ser simples e de baixo custo. Medidas são apenas tomadas quando os sistemas apresentam graves problemas, tal como, esgoto aflorando na superfície do terreno, através das caixas de inspeção.

No tocante à comparação das eficiências das ETEs com as soluções individuais, pelos valores obtidos, apesar de três estações apresentarem eficiências abaixo do esperado, estas, em sua totalidade, mostraram valores muito superiores aos das soluções descentralizadas.

Em regra, tanto os sistemas centralizados, quanto os descentralizados necessitam melhorar os índices de qualidade do esgoto tratado lançado nos corpos hídricos, de tal forma a reduzir as cargas poluidoras e seus impactos negativos no meio ambiente, com consequente manutenção da qualidade da água dos mananciais e redução significativa de problemas de saúde pública.

## REFERÊNCIAS

- ABBASSI, B. E.; ABUHARB, R.; AMMARY, B.; ALMANASEER, N., KINSLEY, C. Modified Septic Tank: Innovative Onsite Wastewater Treatment System. **Water**, v. 10, n. 5, p. 578, 2018.
- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Formation and impact of granules in fostering clean energy production and wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 3, p. 1696-1708, 2012.
- ABOU-ELELA, S. I.; FAWZY, M. E.; EL-GENDY, A. S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 53-57, 2015.
- ABOU-ELELA, S. I.; HELLAL, M. S.; ALY, O. H.; ABO-ELENIN, S. A. Decentralized wastewater treatment using passively aerated biological filter. **Environmental technology**, v. 40, n. 2, p. 250-260, 2019.
- ABOU-ELELA, S. I.; HELLAL, M. S.; HARB, A. H. Assessment of seasonal variations on the performance of P-UASB/BAF for municipal wastewater treatment. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 36, p. 17087-17094, 2016.
- AL-ZREIQAT, I.; ABBASSI, B.; HEADLEY, T.; NIVALA, J.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 118, p. 171-178, 2018.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília, DF, 2017. 88p.
- APHA. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 22. ed., American Public Health Association, Washington, D.C., Estados Unidos. 2012.
- ARRUBLA, J. P.; CUBILLOS, J. A.; RAMÍREZ, C. A., ARREDONDO, J. A.; ARIAS, C. A.; PAREDES, D. Pharmaceutical and personal care products in domestic wastewater and their removal in anaerobic treatment systems: septic tank-up flow anaerobic filter. **Ingeniería e Investigación**, v. 36, n. 1, p. 70-78, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7.229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos**. Rio de Janeiro, 1997.
- ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; CHERNICHARO, C. A. L.; NOUR, E. A. Filtros Anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 1999a, p. 139-154.

ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H. N.; AISSE, M. M. Decanto-Digestores. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 1999b, p. 117-138.

ANDREOLI C. V.; POMPEO, R. P. Introdução. In: ANDREOLI C. V. **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2009, p. 19-23.

ÁVILA, R. O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; SÁNCHEZ, I. A. Further contributions to the understanding of nitrogen removal in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 11, p. 2635-2641, 2018.

BARROS, A. M. L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. 2008. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

BEAL, C. D.; GARDNER, E. A.; MENZIES, N. W. Process, performance, and pollution potential: A review of septic tank–soil absorption systems. **Soil Research**, v. 43, n. 7, p. 781-802, 2005.

BOF, V. S.; SANT'ANA, T. D.; WANKE, R.; SILVA, G. M.; SALIM, F. P. C.; NARDOTO, J. I. O.; NETTO, E. S.; PEGORETTI, J. M. **ETEs compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios ampliam a cobertura do saneamento no estado do Espírito Santo** – Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, João Pessoa (PB), 2001.

BOUTED, C.; RATANATAMSKUL, C. Effects of temperature and HRT on performance of a novel insulated anaerobic filter (IAF) system incorporated with the waste heat input for building wastewater treatment. **Journal of environmental management**, v. 206, p. 698-706, 2018.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, nº 8.036, de 11 de maio de 1990, nº 8.666, de 21 de junho de 1993, nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, 2007.

BRASIL. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2005.

BRASIL. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2011.

BUENO, R. F.; SANTOS, F. M.; ASSIS, P. F.; CAMPOS, F. Remoção conjunta de nitrogênio e fósforo em um sistema de lodo ativado compartimentado (SLAC). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.8, n.2, p.120-129, 2017.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A. Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 63-70, 2001.

CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource technology**, v. 97, n. 17, p. 2195-2210, 2006.

CAMPOS, A. T.; SOUZA, C. V.; SOUZA, F. A.; SILVA, E. Tratamento de dejetos líquidos de suínos por meio de lagoas de estabilização visando uso agrícola. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 13, n. 1, 2016.

CAMPOS, J. R. e DIAS, H. G. Potencialidade do Filtro Anaeróbio. **Revista DAE**, Vol. 49, Nº 154, jan-mar. 1989. p. 29-33, 1989.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F. Hidrólise e Atividade Anaeróbia em Lodos. In: CASSINI, S. T. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2003, p. 11-52.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2001, p. 1-51.

CHAUDHARY, B. K. **Dry continuous anaerobic digestion of municipal Solid waste in thermophilic conditions**. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Gestão Ambiental). Asian Institute of Technology, Thailand, 2008.

CHAVES, V. S.; SCHNEIDER, E. H. M.; LIMA, A. S. P.; MENDONÇA, L. C. Desempenho das estações de tratamento do esgoto de Aracaju. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 51-58, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. v. 5, 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 245 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. v. 5, 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016. 379 p.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015.

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. **Water research**, v. 46, n. 11, p. 3434-3470, 2012.

CIMBALA, J. M. **Outliers**. Penn State - A Public Research University, Department of Mechanical and Nuclear Engineering, 2011. 84p.

CNI - Confederação Nacional da Indústria. **Saneamento Básico: uma agenda regulatória e institucional**. Brasília, DF, 2018. 56 p.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 8, n. 1, 2013.

COSTA, J. F.; PAOLI, A. O.; VON SPERLING, M.; SEIDL, M. Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 191-200, 2018.

DAIJA, L.; SELBERG, A.; RIKMANN, E.; ZEKKER, I.; TENNO, T.; TENNO, T. The influence of lower temperature, influent fluctuations and long retention time on the performance of an upflow mode laboratory-scale septic tank. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 40, p. 18679-18687, 2016.

DALTRO FILHO, J. **Saneamento ambiental: doença, saúde e o saneamento da água**. São Cristóvão: ed. UFS; Aracaju: Fundação Oviêdo Teixeira, 332p. 2004.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial, seguidos de lagoas de polimento, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 135-147, 2009.

ELENA, G.; IGOR, G. Simultaneous denitrification and nitrification in the lab-scale oxidation ditch with low C/N ratio. **Procedia engineering**, v. 117, p. 107-113, 2015.

ESPINOSA, M. F.; VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E. Performance evaluation of 388 full-scale waste stabilization pond systems with seven different configurations. **Water Science and Technology**, v. 75, n. 4, p. 916-927, 2017.

FERNANDES, F.; SOUZA, S. G. Estabilização de Lodo de Esgoto. In: ANDREOLI C. V. **Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2001, p. 29-55.

FLORIPES, T. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; MOTA FILHO, C. R. Avaliação do descarte de excesso de lodo secundário de FBP sobre o desempenho de reatores UASB em escala plena: estudo de caso da ETE Laboreaux-Itabira-MG. **Revista DAE**, v. 66, n. 211, p. 89-104, 2018.

FOUNTOULAKIS, M. S.; MARKAKIS, N.; PETOUSHI, I.; MANIOS, T. Single house on-site grey water treatment using a submerged membrane bioreactor for toilet flushing. **Science of the total environment**, v. 551, p. 706-711, 2016.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 4. ed. rev. – Brasília: Funasa, 2015. 642 p.

GASI, T. M. T.; PROTA, M. G.; MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, C. L.; ROSSIN, A. C. Controle de odores em sistemas de esgotos. **Revista DAE**, v. 44, n. 137, p. 122-43, 1984.

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S.; RANGANATHAN, K. R. e JOSHI, S. G. Experience with UASB reactor start-up under different operating conditions. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 5-6, p. 421-428, 1996.

GOMES, B. G. L. A. **Tratamento de esgoto de pequena comunidade utilizando tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia**. 2015. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

GONÇALVES, R. F. Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas. In: GONÇALVES, R. F. **Formação de lodos em lagoas de estabilização anaeróbias ou facultativas primárias**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 1999, p. 6-13.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por reatores com biofilme. In CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2001, p. 1-82.

GONÇALVES, R. F.; SIMÕES, G. M. S.; WANKE, R. Reúso de águas cinzas em edificações urbanas estudo de caso em Vitória (ES) e Macaé (RJ). **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 3, n. 1, p. 120-131, 2010.

HARTMANN, C. M.; ANDREOLI C. V.; EDWIGES, T.; LUPATINI, G.; ANDRADE NETO, C. O. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In: ANDREOLI C. V. **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2009, p. 24-40.

HAUCK, M.; MAALCKE-LUESKEN, F. A.; JETTEN, M. S.; HUIJBREGTS, M. A. Removing nitrogen from wastewater with side stream anammox: What are the trade-offs between environmental impacts?. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 107, p. 212-219, 2016.

HAYDAR, S.; ANIS, M.; HINA, G. E.; AZIZ, J. A.; ARBI, M. An innovative design of septic tank for wastewater treatment and its performance evaluation: An applicable model for developing countries. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n. 4, p. 886-891, 2018.

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R. P.; ALEM SOBRINHO, P. Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – Estudo em escala piloto com esgoto sanitário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 1-2, p. 82-94, 2002.

HUSAIN, I. A.; ALKHATIB, M. A. F.; JAMMI, M. S.; MIRGHANI, M. E.; ZAINUNDIN, Z. B.; HODA, A. Problems, control, and treatment of fat, oil, and grease (FOG): a review. **Journal of oleo science**, v. 68, n. 8, p. 747-752, 2014.

HVITVED-JACOBSEN, T.; VOLLERTSEN, J.; MATOS, J. S. The sewer as a bioreactor—a dry weather approach. **Water Science and technology**, v. 45, n. 3, p. 11-24, 2002.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico**. 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2010a.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, PNSB - 2008**. Rio de Janeiro, 2010b.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílio, PNAD - 2009**. Rio de Janeiro, 2009.

JIANG, G.; KEATING, A.; CORRIE, S.; O'HALLORAN, K; NGUYEN, L; YUAN, Z. Dosing free nitrous acid for sulfide control in sewers: results of field trials in Australia. **Water research**, v. 47, n. 13, p. 4331-4339, 2013.

JORDÃO, E. P.; ALEM SOBRINHO, P. Lodo de Fossas Sépticas: Uma Análise Crítica. In: ANDREOLI, V. A. **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2009, p. 375-383.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**: Concepções Clássicas de Tratamento de Esgotos. São Paulo. Cetesb. v.1, 1975.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES. 2017.

KAMIYAMA, H. Revisão e aperfeiçoamento do sistema tanque séptico-filtro anaeróbico para o tratamento de esgoto sanitário - parte I. **Revista DAE**, v. 53, n. 169, p. 1-8, 1993.

KATO, M. T.; ANDRADE NETO, C. O.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Configurações de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES: 1999, p. 53-99.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232-1251, 2011.

K'OREJE, K. O.; KANDIE, F. J.; VERGEYNST, L.; ABIRA, M. A.; VAN LANGENHOVE, H.; OKOTH, M.; DEMEESTERE; K. Occurrence, fate and removal of pharmaceuticals, personal care products and pesticides in wastewater stabilization ponds and receiving rivers in the Nzoia Basin, Kenya. **Science of The Total Environment**, v. 637, p. 336-348, 2018.

LADU, J. L. C.; LÜ, X. W. Effects of hydraulic retention time, temperature, and effluent recycling on efficiency of anaerobic filter in treating rural domestic wastewater. **Water Science and Engineering**, v. 7, n. 2, p. 168-182, 2014.

LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A. F. M.; HOBMA, S. W.; DE ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v. 22, n. 4, p. 699-734, 1980.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie van leeuwenhoek**, v. 67, n. 1, p. 3-28, 1995.

LIMA, J. F.; SOUSA, J. T.; LIMA, D. A.; HENRIQUE, I. N.; SANTOS, E. V. M. Controle e remoção de sulfetos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário. **Revista DAE**, p. 65-75, 2016

LIMA, M. S. S.; HENRIQUE, I. N.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; ARAÚJO, H. W. C. Qualidade sanitária e produção de alface irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande-PB, v.9, p.21-25, 2005.

LIU, L.; HALL, G.; CHAMPAGNE, P. Disinfection processes and mechanisms in wastewater stabilization ponds: a review. **Environmental Reviews**, v. 26, n. 4, p. 417-429, 2018

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes**. 2015. 122 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, PR.

LÓPEZ-LÓPEZ, A.; ALBARRÁN-RIVAS, M. G.; HERNÁNDEZ-MENA, L.; LEÓN-BECERRIL, E. An assessment of an anaerobic filter packed with a low-cost material for treating domestic wastewater. **Environmental technology**, v. 34, n. 9, p. 1151-1159, 2013.

MACHADO, R. M. G. **Estudo da associação em série de reator UASB e filtros anaeróbios para o tratamento de efluentes sanitários**. 1997. 146 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

MARTÍN-GONZÁLEZ, L.; CASTRO, B.; PEREIRA, M. A.; ALVES, M. M.; FONT, X.; VICENT, T. Thermophilic co-digestion of organic fraction of municipal solid wastes with FOG wastes from a sewage treatment plant: reactor performance and microbial community monitoring. **Bioresource technology**, v. 102, n. 7, p. 4734-4741, 2011.

MATSUMOTO, T.; SÁNCHEZ-ORTIZ, I. A. Desempeño de las lagunas anaerobia con baffle divisor y facultativa de la PTAR de Santa Fe do Sul (São Paulo, Brasil). **Revista Ingenierías Universidad de Medellín**, v. 15, n. 29, p. 27-42, 2016.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e Cinética de Sistema de Lodos Ativados Como Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido**. 2002. 219 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L. C. **Sistemas sustentáveis de esgotos: orientações técnicas para projeto e dimensionamento de redes coletoras, emissários, canais, estações elevatórias, tratamento e reúso na agricultura**. São Paulo: Edgar Blücher Ltda. 2016, 348p.

MENDONÇA, S. R., KÖNIG, A., CEBALLOS, B. S. O. D., SOUTO, R. D. C. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: Novos conceitos**. João Pessoa: Sindicato Nacional dos Editores de Livros, 1990. 388p.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización. Como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**. Bogotá: McGraw-Hill, 2000. 370 p.

MERINO-SOLÍS, M.; VILLEGAS, E.; ANDA, J.; LÓPEZ-PÓPEZ, A. The effect of the hydraulic retention time on the performance of an ecological wastewater treatment system: An anaerobic filter with a constructed wetland. **Water**, v. 7, n. 3, p. 1149-1163, 2015.



METCALF, E.; EDDY, M. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MEYSTRE, J. A. **Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira**. 2007. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia da Energia), Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, MG.

MIGLIOLI, M. G.; ZUANAZZI, J. G.; SILVA, J. D.; FRANCO, R. M. B.; GREINERT-GOULART, J. A. Remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. na Estação de Tratamento de Esgoto Garcia, no município de Blumenau, SC, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 6, p. 1001-1016, 2017.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Sistema de Informação de Atenção Básica – SIAB**. 2015.

NASR, F. A.; MIKHAEIL, B. Treatment of domestic wastewater using modified septic tank. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 8, p. 2073-2081, 2015.

NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Aracaju: J. Andrade: 2012. 277 p.

NUVOLARI, A.; MARTINELLI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAÚJO, R. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. (Coord.) Ariovaldo Nuvolari. DATEC-SP/CEETPS. s/d. 2011. 565p

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of UASB reactor systems with and without post-treatment. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 7, p. 1299-1306, 2009.

ORSSATTO, F.; HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A. Eficiência de remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel-Paraná. **Revista Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 7, n. 4, p. 249-256, 2010.

PMSB. Plano Municipal de Saneamento Básico. **Produto 2 – Diagnóstico da situação da prestação dos serviços de saneamento básico e seus impactos nas condições de vida e no ambiente natural, caracterização institucional da prestação dos serviços e capacidade econômico-financeira e de endividamento do município**. Aracaju, Sergipe. 2017, 597p.

PEREIRA, J. A. R.; PIMENTEL, A. C.; SANTOS, A.; NAKAZATO, C. D.; MUNIZ, S. T. G. Gestão do lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES, 2009, p. 283-326.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator uasb no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 1, p. 103-110, 2004.

PICANÇO, A. P.; VALLERO, M. V. G.; GIANOTTI, E. P.; ZAIAT, M.; BLUNDI, C. E. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 197-204, 2001.

PINTO, J. D. S. **Tratamento de esgotos sanitários em filtros anaeróbios utilizando escória de alto forno como meio suporte**. 1995. 90 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Meio Ambiente), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

POL. L. W. H.; LOPES, S. I. C.; LETTINGA, G.; LENS, P. N. L. Anaerobic sludge granulation. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1376-1389, 2004.

QUEDRAOGO, F. R.; ZHANG, J.; CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELIC, J. R.; TEJADA-MARTINEZ, A. E. Impact of sludge layer geometry on the hydraulic performance of a waste stabilization pond. **Water research**, v. 99, p. 253-262, 2016.

RAGUSH, C. M.; POLTAROWICZ, J. M.; LYWOOD, J.; GAGNON, G. A.; HANSEN, L. T.; JAMIESON, R. C. Environmental and operational factors affecting carbon removal in model arctic waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 91-97, 2017.

RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K. L.; KISHORE, V.V.N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 4, p.135–156, 2000.

RAMOS, L. L. C. **Diagnóstico e avaliação de coleta e disposição de lodo de fossa e de tanque séptico em Cuiabá-MT**. 2014. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.

RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho de reatores UASB em estações de tratamento de esgoto no Distrito Federal**. 2008. 153 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Brasília, DF.

RATIS, A. N. F. A. **Caracterização dos resíduos esgotados de sistemas de tratamento individual de esgotos domésticos de Natal**. 2009. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN.

RAZALI, N. M; WAH, Y. B. Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. **Journal of statistical modeling and analytics**, v. 2, n. 1, p. 21-33, 2011.

REY, A.; MULLIGAN, R.; BOEGMAN, L.; FILION, Y.; SILVA, A. M.; CHAMPAGNE, P. Impact of Control Structures on Hydraulic Retention Time in Wastewater Stabilization Ponds. In: **WDSA/CCWI Joint Conference Proceedings**. 2018.

RIBAS, T. B. C.; FORTES NETO, P. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 3, 2008.

RIBEIRO, J. C.; SILVA, G. H. R. Acompanhamento operacional e avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário: Reator UASB seguido de filtro aerado submerso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, 2018.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 8, n. 6, p. 780-786, 2015.

ROCHA, J. M.; FALEIRO, G. G. V.; MAGALHÃES, J. S. F.; PEREIRA, J. O. Avaliação da retenção de sólidos em inovadora configuração de reator UASB tratando esgoto doméstico. **Revista DAE**, 2017.

ROCHA, V. C. **Modelagem hidro-bioquímica de reatores anaeróbios: aplicação da dinâmica de fluidos computacional e da dinâmica de sistemas**. 2017. 196 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

RODRIGUES, L. S.; PINTO, A. C. A.; DUTRA, J. C. F.; SAMPAIO, R. R.; SOUSA, S. R.; SILVA, I. J. Swine wastewater treatment using an anaerobic baffled (ARB) and a UASB reactor system. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n. 6, p. 3705-3713, 2017.

RODRIGUES, L. S.; SPELTA, A. C. F.; SANTOS, R. P.; LIMA, C. A.; DUTRA, J. C. F.; SILVA, I. J. Avaliação de reator anaeróbio de manta de lodo no tratamento de efluentes de frigorífico. **Boletim de Indústria Animal**. Nova Odessa-SP, v. 71, n. 4, p. 365-370, 2014.

ROSS, B. Z. L.; GUERRA, A. C. S.; PAULA, A. C.; FUGANTI, M. F.; COSTA, F. J. O. G. Proposta de recuperação de reator anaeróbio tipo UASB tratando esgotos domésticos–Estudo de caso/Proposal of recovery of anaerobic reactor type UASB treating domestic sewage–Case study. **Brazilian Journal of Technology**, v. 1, n. 1, p. 35-48, 2018.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and bioenergy**, v. 33, n. 9, p. 1101-1107, 2009.

SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; VAN HAANDEL, A. C. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. **Water SA**, v. 42, n. 2, p. 176-182, 2016.

SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; VAN HAANDEL, A. C. Influence of temperature on the performance of anaerobic treatment systems of municipal wastewater. **Water SA**, v. 44, n. 2, p. 211-222, 2018a.

SANTOS, S. L.; SIMÕES, J. P. O.; PAIVA, F. V.; VAN HAANDEL, A. C. Design optimization of a simple single family anaerobic sewage treatment system. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1213-1225, 2018b.

SANTOS, E. M. A.; NASCIMENTO, A. T. P.; PAULINO, T. R. S.; BARROSO, B. C. S.; AGUIAR, C. R. Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para remoção de cor e demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, 2017.

SANT'ANNA JR., G. L. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 2, p. IV-IV, 2011.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; LIER, J.B. VAN; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA, G. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Biorsource Technology**, Kidlington, v.65, n.1, p.175-90, 1998.

SHARMA, M. K.; KAZMI, A. A. Anaerobic onsite treatment of black water using filter-based packaged system as an alternative of conventional septic tank. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 457-461, 2015.

SHELUDCHENKO, M.; PADOVAN, A.; KATOULI, M.; STRATTON, H. Removal of fecal indicators, pathogenic bacteria, adenovirus, *cryptosporidium* and *giardia* (oo) cysts in waste stabilization ponds in northern and eastern Australia. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 1, p. 96, 2016.

SILVA, R. L. A., NASCIMENTO, J. C. S.; FONSÊCA FILHO, L. B.; PASTICH, E. A. Reatores biológicos em bateladas sequenciais com e sem material suporte para remoção simultânea de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 3, p. 51-61, 2019.

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. 2009. 175 f. Tese (Doutorado em Química). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB.

SMYTH, K.; VENDRAMELLI, R.; DANKEWICH, D.; YUAN, QIUYAN. Seasonal variations in cold climate nutrient removal: A comparison of facultative and aerated lagoons. **Journal of environmental management**, v. 214, p. 224-231, 2018.

SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2017**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2019. 226p. Disponível em <<http://snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2017>> Acesso em: 02 jul. 2019.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, v. 44, n. 137, p. 88-94, 1984.

SUN, X.; JIANG, G.; BOND, P. L.; KELLER, J.; YUAN, Z. A novel and simple treatment for control of sulfide induced sewer concrete corrosion using free nitrous acid. **Water research**, v. 70, p. 279-287, 2015.

SUN, X.; JIANG, G.; BOND, P. L.; KELLER, J. Periodic deprivation of gaseous hydrogen sulfide affects the activity of the concrete corrosion layer in sewers. **Water Research**, 2019.

SYPERRECK, V. L.; CAMPOS, A. T.; SUGUIY, M. M.; RODRIGUES, E. E.; DAGA, J.; FRANZENER, G. Tratamento de águas residuárias de feccularia por meio de lagoas de estabilização. **Engenharia Agrícola**, v.26, n.1, p.235-242, 2006.

TEIXEIRA, S. M. V.; ALEM SOBRINHO, P. Digestão aeróbia de lodo de esgoto doméstico. **Revista DAE**, v. 41, n. 125, p. 70-85, 1981.

TERASHIMA, M.; YAMA, A.; SATO, M.; YUMOTO, I.; KAMAGATA, Y.; KATO, S. Culture-dependent and-independent identification of polyphosphate-accumulating *dechloromonas* spp. predominating in a full-scale oxidation ditch wastewater treatment plant. **Microbes and Environments**. v. 31, n. 4, p. 449-455, 2016.

TONON, D.; TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; BUENO, D. A. C. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 583-589, 2015.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Decentralized systems technology fact sheet: septic tank systems for large flow applications**. Washington, D.C., 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Detection, control, and correction of hydrogen sulfide corrosion in existing wastewater system**. Washington, D.C., 1992.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **State of technology for rehabilitation of wastewater collection systems**. Washington, D.C., 2010.

VALERO, C.; MARA, D. D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 11, p. 87-92, 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. F. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. In: **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. (1999). **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado – Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**, Epgraf, 472 p., Campina Grande, PB.

VENDRAMELLI, R. A.; VIJAY, S.; YUAN, Q. Mechanism of nitrogen removal in wastewater lagoon: a case study. **Environmental technology**, v. 38, n. 12, p. 1514-1523, 2017.

VERSIANI, B. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 2005. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

VIEIRA, S. M. M. Tratamento de esgotos por digestores anaeróbios de fluxo ascendente. **Revista DAE**, v. 44, n. 139, p. 322-328, 1984.

VIET ANH, N.; NGA, P. T.; NHUE, T. H.; MOREL, A. Potential Decentralized Wastewater Management for Sustainable Development from Vietnamese Experience. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2005, n. 5, p. 917-946, 2005.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 3, 2010.

VOET, D.; VOET, J. G.; PRATT, C. W. **Fundamentals of biochemistry: life at the molecular level**. John Wiley & Sons, 2016.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lagoas de estabilização**. v. 3, 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002. 196p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 1, 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 33, n. 6, p. 1435-1448, 1999.

VON SPERLING, M.; JORDÃO E. P.; KATO, M. T.; ALEM SOBRINHO, P.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. Lagoas de Estabilização. In: GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: ABES: 2003, p. 277-336.

VON SPERLING, M.; MASCARENHAS, L. C. A. M. Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 83-90, 2005.

VON SPERLING, M.; VAN HAANDEL, A. C.; JORDÃO, E. P.; CAMPOS, J. R.; CYBIS, L. F.; AISSE, M. M.; ALEM SOBRINHO, P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lodos ativados. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: Rio de Janeiro: ABES: 2001, p. 1-40.

ZHANG, J.; ZHANG, Y.; CHANG, J.; QUAN, X.; LI, Q. Biological sulfate reduction in the acidogenic phase of anaerobic digestion under dissimilatory Fe (III)-reducing conditions. **Water research**, v. 47, n. 6, p. 2033-2040, 2013.

WALLACE, T.; GIBBONS, D.; O'DWYER, M.; CURRAN, T. P. International evolution of fat, oil and grease (FOG) waste management—A review. **Journal of environmental management**, v. 187, p. 424-435, 2017.

WANG, X.; HAO, C.; ZHANG, F.; FENG, C.; YANG, Y. Inhibition of the growth of two blue-green algae species (*Microcystis aeruginosa* and *Anabaena spiroides*) by acidification treatments using carbon dioxide. **Bioresource technology**, v. 102, n. 10, p. 5742-5748, 2011.

WITHERS, P. J. A.; MAY, L.; JARVIE, H. P.; JORDAN, P.; DOODY, D.; FOY, R. H.; BECHMANN, M.; COOKSLEY, S.; DILS, R.; DEAL, N. Nutrient emissions to water from septic tank systems in rural catchments: Uncertainties and implications for policy. **Environmental science & policy**, v. 24, p. 71-82, 2012.

YOUNG, J.C.; McCARTY, P. L. The anaerobic filter for waste treatment. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 41, n. 5, p. 160-173, 1969.

ZOBY JR., L. C.; NETO, L. M. P.; DALPANE, T. F.; PAIVA, T. M. N.; SILVA, M. C. L.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Avaliação do desempenho das estações de tratamento por lodo ativado no grande Recife associada com análise de imagens dos microrganismos presentes no lodo ativado. **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, v. 1, n. 2, p. 8819-8826, 2015.

## APÊNDICE A – Dados estatísticos das ETEs

**Tabela A. 1 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ERQ Norte**

Parâmetro	Média±DP - Entrada	Média±DP - Saída	Eficiência (%)
DBO (mg/L)	168,27 ± 81,21	73,47 ± 26,05	45,2
DQO (mg/L)	359,80 ± 115,86	221,20 ± 58,45	31,3
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,71±0,65	0±0	100
Coliformes termotolerantes (NPM/100mL)	5,47E+08±5,96E+08	6,03E+06±5,64E+06	60,3

Fonte: Autor (2019).

**Tabela A. 2 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ERQ Sul**

Parâmetro	Média±DP - Entrada	Média±DP - Saída	Eficiência (%)
DBO (mg/L)	189,92±110,11	60,54±18,16	54,3
DQO (mg/L)	428,39±301,68	169,23±70,39	49,3
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	1,41±1,61	0,07±0,15	85
Coliformes termotolerantes (NPM/100mL)	2,14E+08±4,66E+08	4,18E+06±6,92E+06	92,4

Fonte: Autor (2019).

**Tabela A. 3 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ERQ Oeste**

Parâmetro	Média±DP - Entrada	Média±DP - Saída	Eficiência (%)
DBO (mg/L)	182,07±137	38,69±29,02	73,1
DQO (mg/L)	315,47±182,36	120,13±75,54	55,5
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	1,43±1,59	0,63±1,30	48,1
Coliformes termotolerantes (NPM/100mL)	3,25E+08±4,01E+08	3,22E+07±5,41E+07	77

Fonte: Autor (2019).

**Tabela A. 4 - Médias, desvios-padrão e eficiência - ETE Orlando Dantas**

Parâmetro	Média±DP - Entrada	Média±DP - Saída	Eficiência (%)
DBO (mg/L)	376±185,25	25,62±29,60	90,4
DQO (mg/L)	677,47±291,38	84,07±96,17	81,2
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	2,08±1,41	0±0	100
Coliformes termotolerantes (NPM/100mL)	1,36E+09±4,07E+09	1,53E+07±4,20E+07	96,9

Fonte: Autor (2019).

## APÊNDICE B – Dados estatísticos das soluções individuais de esgoto

**Tabela B. 1** - Médias, desvios-padrão e eficiência - Condomínio A

<b>Parâmetro</b>	<b>Média±DP - Entrada</b>	<b>Média±DP - Saída</b>	<b>Eficiência (%)</b>
DQO (mg/L)	350,42±91,78	267,40±69,09	20,2
DBO (mg/L)	175,21±45,89	91,38±21,20	42,9
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	42,22±20,28	50,06±12,14	Negativo (-27,8)
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	1,2±0	20,91±31,20	Negativo (-7.953,8)
Sólidos Totais (mg/L)	690,91±239,91	1.040,91±664,39	Negativo (-42,6)
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	272,72±205,38	390,91±293,95	Negativo (-32,6)
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	418,18±245,23	650±520,58	Negativo (-148)

Fonte: Autor (2019).

**Tabela B. 2** - Médias, desvios-padrão e eficiência - Condomínio B

<b>Parâmetro</b>	<b>Média±DP - Entrada</b>	<b>Média±DP - Saída</b>	<b>Eficiência (%)</b>
DQO (mg/L)	269,62±63,22	206,85±89,07	13
DBO (mg/L)	134,81±31,61	78,22±31,48	40,3
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	8,46±4,87	37,97±11,86	Negativo (-413)
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,48±0,57	1,66±2,92	Negativo (-397)
Sólidos Totais (mg/L)	600±292,40	667,31±252,98	Negativo (-6)
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	277,27±153,89	236,36±151,81	4
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	322,73±209,01	363,64±205,05	Negativo (-24)

Fonte: Autor (2019).



Tabela B. 3 - Dados - Condomínio A

Data da coleta	pH		Temperatura (°C)		DQO (mg/L)		DBO (mg/L)		Nitrogênio amoniacal (mg/L)		Sólidos totais (mg/L)		Sólidos totais voláteis (mg/L)		Sólidos totais fixos (mg/L)		Sólidos sedimentáveis (mL/L)	
	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída
14/11/2018	7,8	7,2	31,3	30,4	350,22	269,62	175,11	89,87	23,35	46,20	850	950	750	550	100	400	6	0,5
19/11/2018	7,4	6,5	30,7	31,7	416,03	335,43	208,02	111,81	47,04	45,64	700	950	100	600	600	350	2	0,1
03/12/2018	7,7	6,6	27,4	27,4	377,58	327,30	188,79	109,10	73,47	43,90	950	950	500	300	450	650	0,1	0,1
10/12/2018	7,5	6,1	30,8	31,6	319,99	258,53	156,99	86,18	52,81	39,14	550	250	550	250	0	0	1	0,2
08/01/2019	7,5	6,7	30,5	31,8	309,55	152,79	154,78	50,93	5,32	31,75	1100	600	700	150	400	450	2	0,1
17/01/2019	6,5	5,7	31,0	32,5	304,38	333,95	152,19	111,32	37,58	77,73	200	2.050	150	1.400	50	650	0,5	100
21/01/2019	7,2	6,1	30,6	32,1	315,47	338,39	157,73	112,80	46,54	50,34	750	450	650	450	100	0	0,2	10
06/02/2019	7,0	6,0	30,5	31,5	580,93	249,66	290,46	83,22	43,47	54,38	750	900	500	750	250	150	0,2	40
13/02/2019	7,2	6,4	30,9	31,5	225,99	225,25	113,00	75,08	31,14	53,31	600	1.250	50	350	550	900	0,1	40
19/02/2019	7,0	5,7	31,6	32,2	371,66	199,37	185,83	66,46	30,18	46,37	650	650	350	500	300	150	1	4
12/03/2019	7,9	6,7	31,7	31,5	288,85	325,08	144,42	108,36	73,42	61,88	500	2.450	300	1.850	200	600	0,1	35

Fonte: Autor (2019).

Tabela B. 4 - Dados - Condomínio B

Data da coleta	pH		Temperatura (°C)		DQO (mg/L)		DBO (mg/L)		Nitrogênio amoniacal (mg/L)		Sólidos totais (mg/L)		Sólidos totais voláteis (mg/L)		Sólidos totais fixos (mg/L)		Sólidos sedimentáveis (mL/L)	
	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída
14/11/2018	8,0	7,3	31,1	30,2	256,31	239,30	128,16	79,77	5,99	28,73	150	300	100	250	50	50	0,1	1,00
19/11/2018	8,4	6,6	30,8	30,7	316,95	447,83	158,47	149,28	5,71	36,01	700	650	450	250	250	400	0,20	10,00
03/12/2018	6,9	6,7	29,6	30,0	231,17	277,02	115,58	92,34	1,74	40,15	800	1000	650	800	150	200	0,1	2,00
10/12/2018	7,0	6,4	30,6	31,0	304,38	184,58	152,19	61,53	5,60	56,62	250	850	200	500	50	350	0,1	0,50
08/01/2019	7,5	6,2	29,7	30,7	309,55	152,79	154,78	50,93	5,32	31,75	800	450	400	450	400	0	0,50	0,20
17/01/2019	8,4	5,9	30,8	30,9	215,64	189,76	107,82	63,25	12,38	32,26	250	450	100	50	150	400	0,1	1,00
21/01/2019	6,5	6,2	31,3	30,9	281,45	163,14	140,73	54,38	15,79	62,27	600	250	250	200	350	50	1,00	0,20
06/02/2019	7,2	6,0	29,2	30,1	301,42	172,75	150,71	57,58	16,58	54,32	1100	750	650	450	450	300	1,50	3,00
13/02/2019	6,9	5,6	31,7	31,8	129,87	139,48	64,93	46,49	8,12	37,30	550	350	100	200	450	150	1,50	0,1
19/02/2019	7,6	6,1	32,6	32,1	366,49	274,80	183,24	91,60	4,42	30,58	850	700	450	350	400	350	0,1	0,1
12/03/2019	7,1	6,9	31,1	32,3	252,61	339,87	126,31	113,29	11,37	32,03	550	850	200	500	350	350	0,1	0,1

Fonte: Autor (2019).

## ANEXO - Dados coletados das ETEs

**Tabela C. 1 - Dados - ERQ Norte**

Data da coleta	DBO (mg/L)		DQO (mg/L)		Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Sulfetos (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)	pH		Sólidos sedimentáveis (mL/L)		Coliformes termotolerantes (NPM/100mL)	
	Ent.		Ent.		Saída	Saída	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída
	Ent.	Saída	Ent.	Saída									
jan/17	94	70	180	276	20,6	2,00	1,40	7,35	8,06	0,00	0,00	1,60E+09	9,00E+06
fev/17	165	79	377	239	52,0	0,80	1,40	7,67	8,22	0,50	0,00	8,00E+07	3,00E+05
mar/17	73	58	223	168	20,6	2,00	1,40	7,35	8,06	0,00	0,00	1,60E+09	9,00E+06
abr/17	219	76	346	201	14,6	2,00	2,90	8,08	7,84	108,00	0,00	5,00E+08	5,00E+06
mai/17	321	70	463	199	20,9	1,20	2,90	7,27	7,37	0,10	0,00	1,60E+09	3,00E+06
jun/17	309	53	433	139	19,4	0,60	0,60	7,30	8,30	1,00	0,00	5,00E+08	8,00E+06
jul/17	76	58	165	146	15,3	0,00	1,70	7,80	7,54	1,00	0,00	9,00E+08	1,70E+06
ago/17	222	59	556	238	20,9	2,00	1,50	7,47	7,44	1,00	0,00	3,00E+08	9,00E+05
set/17	222	61	442	149	23,6	0,00	3,20	7,58	7,54	2,00	0,00	1,70E+06	9,00E+06
out/17	190	65	510	210	24,7	2,40	4,70	7,69	7,81	2,00	0,00	5,00E+07	2,20E+07
nov/17	84	67	259	218	21,3	1,20	3,90	7,36	8,04	0,20	0,00	3,00E+08	7,00E+06
dez/17	106	34	390	346	26,6	2,60	0,80	6,87	7,38	0,50	0,00	3,00E+06	2,00E+05
jan/18	196	97	356	232	27,4	2,40	6,10	7,64	7,63	0,30	0,00	1,37E+08	3,00E+05
fev/18	96	135	389	294	25,8	2,40	2,50	7,49	7,77	0,60	0,00	1,30E+08	8,00E+06
mar/18	151	120	308	263	21,8	2,40	2,30	7,33	7,89	0,80	0,00	5,00E+08	7,00E+06

Fonte: Autor (2019).

Tabela C. 2 - Dados - ERQ Sul

Data da coleta					Nitrogênio amoniacal	Sulfetos	Óleos e graxas					Coliformes termotolerantes	
	DBO (mg/L)		DQO (mg/L)		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	pH		Sólidos sedimentáveis (mL/L)		(NPM/100mL)	
	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Saída	Saída	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída
jan/17	252	77	353	181	38,84	2,20	1,70	7,90	7,95	1,80	0,10	1,70E+08	1,70E+06
fev/17	86	66	162	202	40,27	0,00	5,10	7,72	7,79	0,00	0,00	3,00E+07	9,00E+05
mar/17	202	65	338	308	28,27	1,40	5,50	7,56	7,83	0,00	0,00	1,30E+08	1,30E+04
abr/17	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM
mai/17	163	62	205	117	17,14	1,20	4,80	7,44	7,95	0,50	0,50	5,00E+08	5,00E+06
jun/17	125	77	275	156	28,85	1,20	1,00	7,08	7,56	2,00	0,00	5,00E+07	2,20E+07
jul/17	115	58	182	78	24,39	1,60	1,00	7,32	7,56	0,50	0,30	8,00E+07	1,60E+07
ago/17	141	83	323	197	33,76	2,60	1,60	7,60	7,54	0,50	0,00	1,70E+09	5,00E+05
set/17	378	46	577	134	26,63	1,40	2,90	7,57	7,58	0,50	0,00	1,60E+07	2,70E+06
out/17	17	22	543	144	30,20	2,00	1,50	7,60	7,54	0,50	0,00	5,00E+07	5,00E+06
nov/17	115	40	251	111	40,70	1,00	1,40	7,74	7,93	0,50	0,00	2,00E+06	1,00E+04
dez/17	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM	NM
jan/18	343	84	1294	296	30,86	2,20	1,80	7,78	8,19	3,00	0,00	2,25E+06	3,80E+03
fev/18	189	60	423	181	37,51	2,60	6,80	7,32	7,88	3,00	0,00	2,30E+07	2,00E+04
mar/18	343	47	643	95	18,35	0,00	2,40	7,15	8,18	5,50	0,00	3,00E+07	5,00E+05

NM: não medido

Fonte: Autor (2019).

Tabela C. 3 - Dados - ERQ Oeste

Data da coleta					Nitrogênio amoniacal	Sulfetos	Óleos e graxas					Coliformes termotolerantes	
	DBO (mg/L)		DQO (mg/L)		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	pH		Sólidos sedimentáveis (mL/L)		(NPM/100mL)	
	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Saída	Saída	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída
jan/17	87	87	204	120	43,98	2,00	2,50	7,56	7,59	0,10	0,10	1,70E+08	5,00E+07
fev/17	246	11	444	69	45,70	2,80	1,50	8,29	7,40	0,00	0,00	1,60E+08	1,60E+07
mar/17	243	67	509	160	43,98	1,60	6,20	7,61	7,67	3,00	0,50	1,60E+07	9,00E+06
abr/17	631	22	819	44	14,28	1,40	3,30	8,17	7,16	6,00	0,00	5,00E+08	9,00E+06
mai/17	167	30	238	79	27,42	1,80	0,90	7,85	7,51	2,50	1,00	1,60E+09	2,20E+06
jun/17	141	33	206	123	28,27	0,80	2,60	7,16	6,93	1,00	0,30	5,00E+08	1,60E+08
jul/17	78	22	113	45	23,01	0,40	2,60	7,50	7,30	0,50	0,00	1,30E+08	1,60E+08
ago/17	157	19	268	86	28,27	1,40	1,20	7,80	7,79	2,00	0,00	3,00E+08	1,70E+03
set/17	93	16	177	75	22,51	2,00	0,60	7,60	7,42	1,00	0,00	1,40E+08	3,30E+06
out/17	127	8	245	111	39,53	16,60	5,20	7,68	7,51	0,10	0,00	3,00E+08	5,00E+07
nov/17	87	17	232	133	37,24	1,20	1,50	7,72	7,79	0,50	0,00	1,40E+05	7,80E+04
dez/17	118	30	156	131	23,94	1,80	3,90	7,40	7,59	0,30	0,00	9,00E+06	7,00E+05
jan/18	233	96	440	362	35,64	2,20	7,20	7,91	7,59	1,00	4,00	4,68E+07	9,50E+05
fev/18	159	78	415	142	39,90	2,40	0,20	7,51	7,37	2,50	3,50	5,00E+08	9,00E+06
mar/18	164	44	266	122	26,87	1,60	1,90	7,26	7,28	1,00	0,00	5,00E+08	2,80E+07

Fonte: Autor (2019).

Tabela C. 4 - Dados - ETE Orlando Dantas

Data da coleta	DBO (mg/L)		DQO (mg/L)		Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Sulfetos (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)	pH		Sólidos sedimentáveis (mL/L)		Coliformes termotolerantes (NPM/100mL)	
	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Saída	Saída	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída	Ent.	Saída
jan/17	352	8	573	66	4,28	0,00	1,90	8,1	7,40	2,00	0,00	1,10E+08	1,10E+05
fev/17	391	21	498	144	19,42	0,00	2,10	7,42	7,84	1,60	0,00	5,00E+08	1,60E+08
mar/17	349	15	664	111	4,57	0,00	4,00	7,56	7,89	1,00	0,00	1,10E+08	5,00E+06
abr/17	178	104	284	414	9,71	0,00	3,40	7,67	7,87	178,00	NM	9,00E+08	5,00E+07
mai/17	275	11	480	39	6,57	0,00	0,40	7,97	7,22	1,00	0,00	1,60E+09	1,30E+06
jun/17	932	83	1258	58	13,14	0,00	0,60	7,2	7,36	2,00	0,00	3,40E+07	7,00E+05
jul/17	312	10	440	50	2,77	0,00	0,50	7,74	7,37	2,00	0,00	1,60E+10	1,10E+07
ago/17	403	13	827	62	22,51	0,00	2,50	7,70	7,68	4,00	0,00	3,00E+08	2,30E+05
set/17	310	4	488	33	13,18	0,00	1,40	7,73	7,46	0,50	0,00	1,70E+08	< 200 E
out/17	140	48	538	53	21,69	0,00	2,60	7,43	7,81	1,50	0,00	2,20E+08	1,10E+06
nov/17	374	8	758	33	27,66	0,00	1,90	7,60	8,1	3,00	0,00	2,20E+07	6,30E+04
dez/17	382	13	718	30	4,52	0,00	4,60	7,23	7,38	0,50	0,00	1,90E+07	3,40E+04
jan/18	532	15	1277	64	5,32	0,00	1,60	7,52	7,66	4,00	0,00	3,05E+07	1,00E+05
fev/18	478	12	917	57	3,19	0,00	6,30	7,35	7,1	5,00	0,00	1,70E+08	2,00E+02
mar/18	232	19	442	47	22,08	0,00	4,50	7,48	7,68	1,00	0,00	1,40E+08	5,00E+05

NM: não medido

Fonte: Autor (2019).